Environment Canada Environnement Canada

Tracing the Movement of Fine-Grained Sediment in Aquatic Systems: A Literature Review

J.P. Coakley and B.F.N. Long

SCIENTIFIC SERIES NO. 174

INLAND WATERS DIRECTORATE
NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE
CANADA CENTRE FOR INLAND WATERS
BURLINGTON, ONTARIO, 1990

(Disponible en français sur demande)

91-00677/

Published by authority of
the Minister of the Environment

© Minister of Supply and Services Canada 1990
Cat. No. En 36-502/174E
ISBN 0-662-18040-2

Table of Contents

	Page
ABSTRACT	v
RÉSUMÉ	v
INTRODUCTION	1
Problems in tracing fine sediment	1
REVIEW OF TECHNIQUES FOR TRACING FINE SEDIMENTS	2
Tracer types	2
Artificial tracers	3
Radioactive tracers	3
Neutron-activable tracers	4
Incidentally introduced chemical elements	5
Fluorescent tracers	6
Natural tracers	6
Tagging and tracer preparation	6
Surface coating	7
Artificial sediment particles	7
Surface adsorption	7
Injection of fine-grained tracer materials	8
Injection system for radioactive glass tracers	8
Injection of adsorbed tracers	9
Injection of neutron-activable tracers	9
Detection and survey of tracer distribution	9
Point sampling	9
Static detection	10
Dynamic detection on the bottom	10
Dynamic detection in suspension	10
Analysis and interpretation of tracer experiment results	10
Count-rate balance method	10
Lavelle method	11
Inman method	11
Tola method for suspended load	11
SUMMARY AND CONCLUSIONS	12
REFERENCES	12
APPENDIX Bibliography of references on tracing fine sediments	15

Tables

1. Classification of references related to fine-grained sediment tracers	2
2. Radionuclides used in sediment tracer studies	4
3. Elements potentially useful as neutron-activable tracers	5

Abstract

A comprehensive literature search of major computer-maintained data bases was made for all references dealing with tracing fine-grained sediment movement. A total of 103 references on the topic were compiled and reviewed. The report summarizes the state of the art in tracing fine sediments and evaluates the various techniques for use in studies of contaminated sediment dynamics in the Great Lakes-St. Lawrence aquatic system.

Résumé

On a effectué, dans les principales bases de données gérées par ordinateur, une recherche documentaire détaillée de tous les ouvrages traitant de l'étude à grain fin. Au total, 103 ouvrages traitant de la question ont été compilés et examinés. Le rapport résume les connaissances actuelles en matière d'étude des sédiments fins à l'aide de traceurs et il évalue les différentes techniques applicables à l'étude de la dynamique des sédiments contaminés dans le système aquatique des Grands Lacs et du fleuve Saint–Laurent.

Tracing the Movement of Fine-Grained Sediment in Aquatic Systems: A Literature Review

J.P. Coakley and B.F.N. Long

INTRODUCTION

Since the early 1950s, the technique of estimating the sediment transport rate in rivers and other bodies of water through the use of sediment tracers has become more and more common. In essence, the technique relies on the ability to recognize a distinguishing property of the existing sediment or to deliberately mark a volume of sediment in such a way that its subsequent history in the natural environment can be monitored. In brief, a good sediment tracer should have the following properties:

1. Its hydraulic behaviour should be similar to that of the unmarked local sediment.

2. Its presence should be easily quantifiable.

3. The point source of the tracer material or property should be precisely known.

The transport rate of the actual sediment can be estimated from the measured transport rate of the tracer. A thorough description of the concept and techniques involved is presented in Courtois (Appendix, reference no. [25]), Nelson and Coakley [64], and Tola [91]. The simplicity and directness of the approach is obvious and accounts, in large measure, for its appeal in sediment transport studies. Furthermore, in cases where sediment transport is nonuniform, episodic, or otherwise complex (such as in estuaries, for example), tracer techniques may provide the only feasible means of quantifying such transport process.

Problems in Tracing Fine Sediment

Until recently, the development of sediment tracer technology in aquatic systems has been driven largely by coastal engineering concerns, such as quantifying longshore drift and beach sand movement. For that reason, most of the techniques are related to sand and coarser sediments. The large grain-size of these materials allows them to be more readily labelled and detected. However, in ecological investigations, where the material studied consists primarily of fine sediments (silts and clays), important complications arise, some of which are listed below.

1. Fine sediments may be carried in suspension and rapidly dispersed over large areas, thus increasing both the amount (or activity) of tracer and the number of survey samples required for tracer plume definition. This wide dispersal potential can also create problems insofar as the safe containment of radioactive tracers is concerned, especially in urbanized freshwater ecosystems.

2. Fine sediments in suspension are affected by inter-grain electro-chemical attractions, which can cause partial or complete flocculation. Marking natural fines or simulating them would lead to unpredictable changes in flocculation processes and could thus influence the hydraulic behaviour of such sediments.

3. Affixing a stable surface tag onto fine particles of irregular surface properties is difficult and may result in changes in the effective particle diameter, shape, and density, thus also affecting hydraulic behaviour. In addition, because of their large surface/mass ratio, interpretation of surface-labelled tracer data for transport rates can be problematic.

4. Physical simulation of fine sediment particles (e.g., by incorporating the tracer in glass and grinding it to size) is difficult because of problems associated with matching the grain-size and density of the simulated grains with those of the natural material.

The above difficulties might explain the relative scarcity of long-term tracer studies on fine sediments in the literature. Most of the experiments recorded are aimed at short-term problems related to dredged spoil dispersion patterns and harbour siltation (Tola [92]). Techniques for tracing fine sediment have also been developed in the Gironde Estuary (Sauzay et al. [78]) and the Rhine River (de Groot et al. [28]). The need for more research into tracing fine sediments is becoming more and more pressing given the important role such sediments play in the dispersal of adsorbed contaminants and toxic chemicals in the Great Lakes system. This report is viewed as an initial step in assessing the utility of tracer techniques for studying fine sediment dynamics in the Great Lakes and the St. Lawrence River.

REVIEW OF TECHNIQUES FOR TRACING FINE SEDIMENTS

This report features a comprehensive listing of the existing literature relevant to tracing fine sediments (Appendix) compiled from computerized data bases (WATDOC, FLUIDEX, DELFT, GEOREF), as well as from the personal reference files of the authors. The 103 references making up the bibliography were organized into two major cross-referenced groupings: tracer type and tagging procedure (Table 1). In addition, references published prior to 1970 were identified separately, as these often have been superseded by improved technologies and should therefore be downgraded to some degree. Furthermore, these references are also more difficult to obtain and evaluate. The list of references cited at the end of the text itself is associated with aspects of tracing coarse-grained sediments and so is presented separately from the appendix.

Tracer Types

Two main tracer types are identified in the literature: artificial and natural.

Table 1. Classification of References Related to Fine-Grained Sediment Tracers

Tracer types	Tagging procedure 1. Artificial particle	2. Surface label	3. Adsorption	Total
Artificial				
A: Radioactive	21,25,26,45,66,71, 72,73,75,76,77,78, 79,80,81,83,84,90, 91,96 (20)*	1,2,3,4,7,15,21,25, 26,30,35,36,37,38, 39,40,45,46,47,49, 50,51,52,53,58,60, 66,68,69,71,72,73, 74,75,77,78,79,80, 81,83,84,85,86,87, 88,89,90,91,92,93, 94,96,97 (53)	6,11,12,15,16,17, 18,19,21,22,25, 26,27,33,37,38, 44,61,63,90,91 95 (22)	95
B: Nonradioactive				
1. Neutron-activable			5,9,28,31a,41, 47a,100 (7)	7
2. Incidentally introduced			8,10,22,23,29,34, 42,43,59,62,65, 70,75,82 (14)	14
3. Fluorescent	57a (1)			1
4. Chemical tracer		55,61 (2)	55,56,61 (3)	5
Natural				
C: Naturally occurring substance	20,54,63 (3)		32,41 (2)	5
D: Naturally occurring radioisotope			13,14,62,63 (4)	4
E: Unclassified general	24,30,31,48,57,60,64,67,88,98,99 (11)			11
References pre-1970	18,19,20,33,35,36,42,45,46,47,48,49,50,51,52,53,61, 63,68,69,70,71,72,73,74,75,76,84,85,86,87,98 (32)			32

*Totals for individual tracer types are shown in brackets.

Each is further subdivided into various categories, e.g., radioactive, nonradioactive, naturally occurring, incidentally introduced. The various subdivisions have been coded in a straightforward way (Table 1), and these codes have been assigned to the individual references in the appendix for cross-reference purposes.

Artificial Tracers

Artificial tracers are those tracer materials that are tagged or simulated by the experimenter. They are preferred in some cases because they give the researcher complete control over the conditions of the experiment, especially insofar as timing and background levels are concerned. They include the following:

- radioactive tracers
- neutron-activable tracers
- incidentally introduced chemical elements
- fluorescent tracers

In choosing an artificial tracer, attention must be paid to the environment into which it will be injected. The selection must take into account the local hydrodynamic conditions as well as the geochemistry and physical properties of the local sediment. Some of the more important criteria governing the choice of an artificial tracer may be listed as follows (Nelson and Coakley [64]):

- It must be conservative, i.e., sufficiently durable and stable to survive unchanged over the duration of the experiment, otherwise its reduction, decay, or consumption rate must be predictable and fully known.
- It must be detectable at low concentrations in order to reduce as much as possible the amount of material to be used.
- It should be temporary in order to avoid long-term contamination of the site.
- Its injection or sampling should not change or disturb the natural transport processes.
- It must be inexpensive.
- It must be nontoxic to humans and to the aquatic environment in the concentrations used.

For fine sediment studies, the main artificial tracers used are radioactive (created by surface coating, incorporation in glass, or adsorption) and nonradioactive (including neutron-activable elements incorporated in glass or natural ores, fluorescent tracers, and incidentally introduced chemical tracers).

Radioactive Tracers

The use of radioactive tracers is by far the most commonly used technique in past studies of fine sediment transport (Table 1). The bibliography lists 95 references on radioactive tracers out of a total of 142. The technique involves affixing a small quantity of a radioisotope to the sediment or simulated sediment and injecting the resulting tracer into the natural sediment system. Because of the relatively high activity of such tracer isotopes, detection and counting can be carried out in real time in the field. This is one of the prime advantages of radioactive tracers, and it allows the experimenter to follow the tracer plume as it moves. Another advantage is that such tracers naturally decay to background levels, so they leave no permanent contamination at the site. The overriding disadvantage, however, is the inherent health and environmental hazards in their use. Because of these hazards, trained personnel are required to handle the tracers, and special permits must be obtained for their use.

Choosing the best radionuclide to use in a tracer experiment depends more on the duration and detectability of the isotope and safety-related aspects of the experiment conditions than on the grain-size of the sediment material. For instance, Sauzay et al. [78] used Scandium-45 (half-life of 84 days) in their study of fluid mud pools in the Gironde Estuary. The Sc-45 was readily adsorbed onto the clay and its γ-activity allowed measurements over a relatively long period (6 mo). Au-198, however, with its half-life of 65 h, is best used for short-term studies. Table 2 lists some of the more common tags used in the references cited in the appendix, their half-lives, and other relevant properties.

Table 2. Radionuclides Used in Sediment Tracer Studies*

Radionuclide	Decay mode†	Efficiency	γ-Ray energy (MeV)	Half-life
^{46}Sc	β^-	100%	0.89–2.01	83.9 d
		100%	0.89	
^{51}Cr	Electron capture	9%	0.32	27.8 d
^{59}Fe	β^-	45%	1.29	45 d
		53%	1.10	
^{60}Co	β^-	100%	1.17–1.33	5.26 y
		100%	1.17	
^{65}Zn	β^+	49%	1.12	245 d
$^{95}(Zr+Nb)$	β^-	49%	0.76	65 d
		49%	0.72	
		100%	0.75	
^{99}Mo	β^-	17%	0.74,0.78	67 h
		82%	0.14	
^{110}Ag	β^-	100%	0.66	253 d
		74%	0.89	
		33%	0.94	
^{113}In			0.36	103 m
^{124}Sb	β^-	100%	0.60	60 d
		51%	1.69	
^{140}La	β^-	38%	0.33	40.2 h
		48%	0.49	
		44%	0.82	
		96%	1.59	
^{160}Tb	β^-	30%	0.30	72.1 d
		31%	0.88	
			others	
^{181}Hf	–	–	–	42.4 d
^{175}Hf	–		0.1–0.5	70 d
^{192}Ir	β^-	100%	0.32–0.6	74.2 d
		60%	0.49	
			others	
^{198}Au	β^-	99%	0.41	65 h

*Modified after Nelson and Coakley (1974) and Tola (1982).
†β^- Electron emission.

Neutron-Activable Tracers

According to Table 1, neutron-activable tracers have been used a number of times for fine sediment studies. An excellent description of the technique is found in de Groot et al. [28]. The major advantage they hold over the radioactive tracers is their relative safety of use and lower cost. The tracer elements chosen are not radioactive when injected, but radioactivity is induced when the sediment sample is brought to the laboratory and exposed to a neutron source (reactor) prior to analysis. Although initial equipment costs are lower than for radioactive tracers, the costs of repeated neutron-activation analysis (NAA) in outside laboratories, i.e., between $15 and $50 per sample depending on the laboratory used and the analysis specifications, could be considerable. The main disadvantage is the lack of good resolution of transport directions and rates due to the limitations caused by point-sampling in the field and NAA some time afterward. This also means that response to the results is relatively slow, and it is not possible to follow the tracer movement in the field. In some studies of long-term transport, the slowness of neutron-activable tracer techniques does not pose a serious problem, and they can still be considered as viable alternatives. The choice of such a tracer ultimately depends on the distribution

Table 3. Elements Potentially Useful as Neutron-Activable Tracers*

Element	Coincidence method detection limit (ppm)	γ-Ray spectrometry (Ge-Li) method detection limit in sediment (ppm)	Natural content (ppm) †	Price/kg ($US)
Tantalum (Ta)	—	1	1	125
Antimony (Sb)	0.2	0.2	2	5
Cobalt (Co)	1	1	20	30
Indium (In)	—	4	< 4	4 000
Iridium (Ir)	—	0.05	0.05	4 000
Terbium (Tb)	3	3	(2)	15 000
Europium (Eu)	—	0.2	1	30 000
Cesium (Cs)		0.5	2‡	
Lanthanum (La)		0.2	35‡	
Barium (Ba)		10	700‡	

* Modified after de Groot et al. (1970).
† Natural content in Rhine River sediments.
‡ Natural content in Humber Bay sediment, Lake Ontario.

and predictability of background levels of potential tracer elements. Elements that have potential for use as neutron-activable tracers are listed in Table 3. Most likely candidates are found among the elements on the sixth row of the periodic table, such as cesium, barium, tantalum, and the lanthanum series, all of which have high neutron-capture "cross-sections" and, thus, favourably low detection limits in NAA (Attas [9], Krezoski [47a]). Rare earth elements also have an affinity for fine sediments and thus are relatively easy to use as sediment tags (see Surface Adsorption).

Incidentally Introduced Chemical Elements

In areas where a readily identified chemical source exists, such as at a sewage treatment plant or nuclear generating station outfall, or at the outlet of a polluted river, the sediments in contact with that source might become contaminated or labelled by a characteristic contaminant to the extent that they may be used as incidental tracers. Fine sediments, especially clays, are usually good ion-exchange and sorption media; insoluble trace metals and radionuclides are readily adsorbed onto the large surfaces they offer (Eichholz et al. [33]; Mundschenk [62]; Auffret et al. [10]).

One advantage of such incidental tracers is that, unlike the two previously mentioned techniques, they do not require the purchase of expensive tracers or the injection of any foreign or hazardous material into the natural system, since they are already there. Like neutron-activable tracers, however, they suffer from the inability to allow following the tracer movements in real time. Once again, this is not a problem if long-term, integrated transport patterns are being studied. Sediment samples also must be taken back to the laboratory for analysis and counting — a procedure that could take days or weeks. Also, analysis for some chemical elements or species could be expensive (up to several hundred dollars per sample). Another disadvantage of such techniques is that they provide only a qualitative estimate of the transport since the "tracer" addition times and rates are uncontrolled by the experimenter and are often highly variable. Furthermore, partitioning of the chemicals between solid and liquid phases is often not well known, and thus creates a problem for quantitative interpretation.

Good examples of the application of such a technique are found in Clifton and Hamilton [23] and Olsen et al. [65]. Both references describe the use of anthropogenic radionuclides introduced into the aqueous environment either by global fallout or in the effluent of a nuclear facility (the Windscale fuel reprocessing plant in England and the Oyster Creek Nuclear Generating Station in New Jersey, respectively) to trace sediment dynamics. Of the two studies, the latter deals more specifically with sediment transport, while the former is aimed more specifically at determining sediment accumulation rates.

Other studies that deal with tracing sediments using incidentally introduced chemicals (radionuclides) are by Perkins et al. [70], Gross and Nelson [42], and Biscayne et al. [14].

In the case of a heavily polluted river (such as the Humber River), it is also conceivable that surficial adsorption of characteristic pollutants onto its fine sediment discharge might render the sediment recognizable after it has entered the general sediment population of the receiving body of water. Initial examination of trace metal contents of sediment samples from Humber Bay (Table 3) indicates that qualitative dispersal patterns of sediments from the Humber River may be thus defined. Examples of potential incidental tracers for Humber River sediments are copper, zinc, chromium, and lead. However, some loss of resolution occurs because precise shoreline locations of these inputs cannot be pinpointed, and atmospheric inputs are often significant.

Attempts have been made to identify sources of sediments in a depositional basin using statistical refinements such as cluster analysis. Poulton (1989) used this technique to examine ratios of contaminant concentrations from various Great Lakes sites and was able to identify zones where characteristic ratios, relatable to various putative sources, predominated. By observing the spatial relationship of these zones to their sources, it is possible to interpret integrated, long-term sediment transport patterns. This technique can thus be added to the list of potential tracer techniques.

Similarly, investigations have been made into using conservative organic components associated with sewage treatment plant effluents as incidental tracers of sediments originating at these sources. Three such organic compounds studied were Coprostanol (Hatcher and McGillivary [43]), linear alkylbenzenesulphonates or LAS (McEvoy and Giger [59]), and vitamin E acetate (Eganhouse and Kaplan [34]). All of these substances can be quantitatively evaluated in sediments using gas chromatography or mass spectrometry, and are believed to be conservative enough to be used as tracers.

Fluorescent Tracers

Fluorescent tracers for fine sediment are very rare in the literature; only one was found (Louisse et al. [57a]). Part of the reason for this is that they are difficult to affix to natural particles without changing their hydraulic behaviour. Also they are difficult to quantify accurately. Nevertheless, because these tracers offer the advantage of being relatively inexpensive and also detectable in real time in the field, some work on such tracers is still being carried out (Louisse et al. [57a]). Tests, both in the laboratory and in the field, were conducted using a commercial synthetic particle in powder form (finer than 10 μm) that contained a fluorescent pigment, such as Day-glo.

Natural Tracers

Natural tracers include all natural sediment particles or distinctive sediment properties that can be related directly to a certain source and are sufficiently conservative and easily quantified to be used as sediment tracers. Examples of such tracers are heavy mineral suites (Byrne and Kulm [20]), trends in grain-size parameters (Pettijohn and Ridge, 1932; McLaren and Bowles, 1985; McLaren, 1986), distinctive clay mineral assemblages (Lafond and Martin [54]; Neiheisel and Weaver [63]), and anthropogenic particles (Dell and Booth [29]).

Such techniques are useful only for qualitative descriptions of sediment transport patterns integrated over relatively long periods. They do not provide any quantitative idea of transport rates, and often the resolution of a transport pattern is impossible due to analytical limitations. However, because they can utilize data usually collected for other purposes (such as grain-size data, for instance), which are relatively inexpensive to obtain, they can be useful as a crude, initial indicator of transport patterns.

Tagging and Tracer Preparation

The tagging technique for particles destined to be released as tracers into the aquatic environment must be selected carefully in terms of the detection method planned. The tracer must be easily distinguished from the natural sediment. However, tagging procedures should not alter the mechanical, geochemical, and hydrodynamic properties of the sediment.

Artificial tracers may be prepared by several different techniques. Three approaches are presently used:

- surface coating of sediment collected from the test site;

- manufacture or processing of an artificial sediment or natural ore that incorporates the tracer in the matrix;

- surface adsorption of a chemical substance.

Surface Coating

Surface coating consists of coating sediment particles collected at the release site with a thin, durable film of tracer material. This procedure preserves the morphology of the natural grain, but it alters very slightly the mean diameter by the thickness of the coating. Though feasible for coarse particles such as sand, this technique is generally not suitable for fine material because it changes the grain-size and surface physical properties too much. Also, because of the larger surface-to-volume ratio of the finer particles, this procedure attributes much more weight to them than to the larger particles in the size distribution, and, since fine particles tend to migrate faster, the method usually leads to an overestimation of the total sediment transport.

Artificial Sediment Particles

Glass

The predominant medium for use as a synthetic fine sediment is glass. Glass has the advantage of being of roughly similar density to silicate minerals (quartz and feldspar), which constitute the bulk of detrital fine sediments, especially in glaciated terrains such as the Great Lakes area. It is also able to incorporate a number of distinctive tracer elements within its internal structure, thus providing almost ideal "mass labelling," i.e., tracer concentration proportional to mass, rather than surface area. Both of these considerations result in realistic and accurate transport estimates. The main drawback in the use of glass as a tracer medium is that clay-sized particles cannot be easily simulated. That probably explains the relatively small number of references dealing with glass simulation of very fine sediments (Table 1). Synthetic sediments made from glass can be used for both radioactive and neutron-activable tracer studies.

Neutron-activable tracer glasses, which are used in large quantities, can best be prepared by commercial glass manufacturers. In contrast, because of the small quantities needed and their specialized nature, radioactive glasses can be obtained only from government atomic energy research agencies (such as Atomic Energy of Canada [AECL], Whiteshell Nuclear Research Establishment in Pinawa, Manitoba, or the Commissariat d'Énergie Atomique [CEA] in Saclay, France). The glass is manufactured commercially (e.g., by Saint-Gobains in France) and is then activated by the government agency. Before activation, the glass is ground mechanically to fit the size distribution of the local sediment at the injection site. For practical reasons, the fit is usually made to the modal size fraction, although for more precise work, the entire size distribution curve may be reconstructed (Coakley et al., 1974).

A variety of tracer elements have been incorporated into glass (Table 3), however, one of the main restrictions is the amount of element that can be accommodated within the glass structure. The proportion by weight of the tracer element is usually 5% or less (Coakley et al., 1973).

Natural Ores and Commercial Powders

Instead of using an artificial glass containing the distinctive tracer element, a commercial, naturally occurring ore of the tracer element might sometimes be less expensive and more conveniently obtained. Such materials would have all the advantages of glass, in addition to allowing the content of the tracer element to be even higher than that allowed in the glass. The use of finely ground pollucite (an alumino-silicate ore containing approximately 24% of the distinctive element, cesium [Cs]) has been suggested as a tracer in areas where the background conditions are suitable (Michael Attas, 1986, AECL, pers. comm.).

Fluorescent tracer particles in the form of a commercial powder have been used to trace fine sediments (Louisse et al. [57a]). Also, it is conceivable that naturally fluorescent ores, such as scheelite ($CaWO_4$) or calcite ($CaCO_3$), could be used if they were finely ground and if their densities were suitable. However, no report of such usage was found in the literature search.

Surface Adsorption

Table 1 shows that surface adsorption has been used the most in tagging fine sediments for transport tracing, especially for radioactive elements. Its most obvious advantage is that the tracer element is deposited physico-chemically onto the surface of the natural sediment itself. Thus the major

hydraulic properties remain virtually unchanged, even for silts and clays. Another important advantage is that the technique can be carried out in the field, so it is ideal for such applications as studying the movement of dumped dredged spoil (Tola et al. [93]). Like all surface tags, however, the technique leads to a slight overestimation of the transport rate, as finer particles carry proportionally more tracer than coarser ones.

Successful labelling techniques have been carried out using radioactive Hf-181, 175 (Etcheber et al. [38]), Sc-46 (Sauzay et al. [78]), Au-198, and Cr-51 (Bougault [16], Bougault et al. [19], and Tola et al. [93]). In the case of Au-198, the gold tracer is first prepared in the form of a chlorauric (gold/hydrochloric acid) solution. When this solution is brought into contact with the silt suspension, the Au-198 is reduced to metallic gold and is fixed onto the particle surface. Cr-51 is precipitated onto the surface of the particle from a chromium hydroxide solution.

De Groot et al. [28] described the use of stable isotopes of cobalt and tantalum as neutron-activable tracers for fine sediments, mainly clay. Relevant details of these elements and other elements are given in Table 3. Cobalt may be attached to the sediment particles as intercalated Co-ions between clay lattice layers, exchangeable ions in the electric double layers of clay minerals, precipitated $Co(OH)_3$, or chelated Co fixed to the organic matter in the sediments.

Of these modes, only the latter two provide the relative tightness of bonding necessary for the use of cobalt as a tracer. On the other hand, tantalum, like most rare earth elements, adheres readily to sediment. $TaCl_5$ is first dissolved in dilute HF, and the sediment is boiled in the solution.

Ecker et al. [31a] experimented with numerous elements (e.g., gold, rhenium) as neutron-activable tracers for fine-grained dredged spoil before choosing the element iridium (Table 3). Ten kilograms of iridium metal in powdered form were first converted to the soluble iridium salt. The salt was then suface-adsorbed onto approximately 10^4 kg of dredged sediment.

Injection of Fine-Grained Tracer Materials

Injection of tracer materials is carried out in such a way that disturbance of the local transport environment by the tracer is minimized. Large amounts of tracer dumped on the bottom, for instance, would form a pile and alter the natural equilibrium that thereto existed on the lake bed. In such a case, the tracer movement measured initially would be due primarily to the erosion of this unnatural obstacle. Alternatively, releasing the tracer too high in the water column would cause an initial direct advection with the local currents, thus distorting the resulting estimates of actual bottom sediment transport rates.

The key to accurate tracer measurement of sediment movement is the rapid mixing and incorporation of the tracer into the local sediment system. For tracing fine sediment moving in suspension, it is definitely best that the tracer be injected directly into the suspension, rather than placed on the bottom. In such a case, good mixing occurs immediately during the release operation. Such an injection procedure is feasible for tracing instantaneous discharges from a plant or a polluted river. However, in cases where movement takes place some time after injection, by resuspension from the bottom during storms, for example, careful direct placement on the bottom is the most feasible approach.

Injection System For Radioactive Glass Tracers

Radioactive glass tracers are usually injected in relatively small amounts (5 kg or less) so they can be easily isolated in a small container prior to and during injection. The techniques most commonly used are

1. time-delayed release from soluble plastic bags placed on the bottom (Schulz and Pillot, 1965; Duane, 1970);

2. direct release from containers emptied by a diver (Vernon, 1964), with due attention given to personal safety;

3. release from specially designed injection systems opened on or above the seabed.

The advantage of the last technique is that it creates a dispersion cloud directly during the immersion. The larger diameter of the tracer origin point thus produced on the bottom greatly enhances tracking of the subsequent dispersion.

Injection of Adsorbed Tracers

When used for tracing dredged spoil movement, surface-adsorbed tracers are injected from the barge as part of the dumping procedure (Tola et al. [93], Ecker et al. [31a], Louisse et al. [57a]). In the case of large-scale marking and re-injection of natural fine sediments from the site, injection can be carried out from a boat other than that used in the detection phase in order to avoid contamination of the detectors. A secondary circuit including a high flow pump (50 L/min) ensures the dilution of the labelled sediment to a concentration of 18 g/L in order to avoid the formation of a density current and delivers the suspension at a depth of about 1 m below the surface.

Injection lasts less than a minute and marker floats are placed at the beginning and end to indicate approximately the extremities of the sediment suspension, thus aiding the subsequent dynamic detection process.

Injection of Neutron-Activable Tracers

One of the important differences between neutron-activable tracers and radioactive tracers is the large quantities of tracer needed to achieve a similar level of detection. For instance, assuming a uniform dispersal of a fine-grained tracer over an area of 5 km^2, a detection limit of 1 ppm for the traced element, and a 10 cm active sediment transport layer, the amount of tracer element needed is approximately 250 kg.

Injecting such large quantities of tracer poses some difficulty. One of the approaches considered for use in the Great Lakes area involves a boat equipped with apparatus for mixing local water with the tracer material to form a thin slurry and for pumping the slurry over the side. This technique is intended to disperse the tracer rapidly into the local suspended sediment flow.

Detection and Survey of Tracer Distribution

Sampling of the subsequent tracer distribution (or plume) constitutes the most delicate part of an experiment, as it determines the quality of the data collected. Excellent position-fixing is mandatory for reliable results, and samples are usually collected along a predetermined grid or survey pattern. In a lacustrine environment, a number of hydrodynamic factors (currents, waves, intermittent resuspension) affect the transport. Thus, the probable direction of tracer transport is difficult to determine beforehand. For this reason, the sampling grid can be complex and the operation might require a large number of samples. In addition, cores must be taken in the field and vertically scanned in the laboratory for tracer concentration to determine the depth of the sediment layer actively being transported. This step is required in order to keep track of tracer losses in the system.

The amount of tracer injected and the sampling grid size are interrelated. They depend on the expected spatial dispersion of the tracer, the thickness of the mobile sediment layer, and the sampling mode. In a theoretical calculation of the number of samples required in a fluorescent tracer study, De Vries (1966) showed that the relative error of the concentration measurements is inversely proportional to the square root of the number of marked grains in the sample. A minimum of 100 tagged particles are required per sample collected in order to have an error of 10%.

Sampling modes commonly used include:

- point-by-point sampling (point sampling)
- static detection
- dynamic detection on the bottom
- dynamic detection in suspension

Courtois and Sauzay (1970) demonstrated that the quantity of tracer injected depended on the type of detection. The relative quantity of the tracer used thus varies from 1 (dynamic detection) to 10 (static detection) and 100 (point sampling).

Point Sampling

Point sampling mode is often used in connection with neutron-activable or chemical tracers. It consists of collecting sediment samples in the field

- by centrifuging the water column (suspended sediment)
- on submerged grease-coated plates (surficial bottom sediment)
- by grab samples (bottom sediment)
- by coring (bottom sediment).

The sampling pattern is designed according to the assumed sediment transport direction and dispersion. The pattern can be a radial or rectangular grid of suitable size.

Static Detection

Static detection is used primarily in association with radioactive tracers. The method involves the fixed positioning of a detector array so as to intersect and measure the sediment flow past that position (Courtois and Sauzay, 1970). Due to the small area of coverage analyzed per sensor at each point (1 m^2), this method requires the use of a much larger amount of tracer than that required for dynamic detection (ratio 1 to 10). This type of detection is best used when transport directions are somewhat limited, as in a river or estuary. It is also promising for measurement of the temporal evolution of the tracer at a single point for specialized studies such as those on the role played by sedimentary bedforms in bedload transport.

Dynamic Detection on the Bottom

For dynamic detection of the tracer distribution on the bottom, the detector may be mounted on a sled or on a remotely operated vehicle (ROV), taking measurements at points along predetermined traverse lines. The detector normally covers a strip of the bottom approximately 1 m wide, so it has the opportunity of detecting a large number of tagged grains. The availability of compact data acquisition systems has made this procedure the most commonly used for detecting radioactive tracers on the bottom. Case et al. (1971) estimate that 2% of all tracers deposited on the bottom can be detected within one hour over an area of 300 m x 600 m, which would correspond to the equivalent of 50 000 samples collected with a Shipek grab sampler (Nelson and Coakley, 1974).

The accuracy of this method is directly proportional to the number of cross sections through the tracer plume. The sample rate is generally 1 Hz and the data are recorded continuously on magnetic tape or analog (strip-chart) recorder. Results are available in real time, so the detection plan may be actively modified in the field to follow the movement of the tracer plume.

Dynamic Detection in Suspension

Dynamic detection in suspension is specifically used to determine the dispersion of the radioactive tracer plume in suspension. It is well documented by Tola [92] and Tola et al. [93].

Detection begins immediately after injection. Two boats are used simultaneously. One boat is used for injecting the tracer, and, afterward, both boats carry out the transverse and longitudinal surveying of the suspended tracer plume. Two detectors per boat are needed in order to obtain sufficient and reliable results.

Survey of the tracer dispersion takes place at constant velocity passing as close as possible to the centre of gravity (or maximum concentration) of the plume as it is advected by the flow. The velocity of the detection boats must be such that the concentration variation due to the movement of the plume during a traverse across it is negligible. The survey is considered instantaneous.

Analysis and Interpretation of Tracer Experiment Results

Qualitative results may be readily obtained by plotting the tracer concentration isolines and determining visually the transport pathway by the rate of change of the resulting pattern with respect to the injection point. If the quantity of tracer detected is low, or if natural or incidentally introduced tracers are being used, the analysis obtained can give, at best, only semi-quantitative results. For quantitative results, however, analysis of tracer results is more complicated. The principal techniques found in the literature are briefly discussed below. It should be borne in mind that these techniques were developed mainly for coarser materials, and so might not be suitable for fine sediments.

Count-Rate Balance Method

The count-rate balance method is described in Courtois [25, 26]. This method is designed to obtain the transport rate, or flux (q) passing through a cross section orthogonal to the resultant direction. This quantity is defined as follows:

$$q = \rho L_t V_m E_m \qquad (1)$$

where q = transport rate (m^3/day)
ρ = density of sediment
L_t = the width of transport (m)
V_m = the mean transport velocity (m/day)
E_m = the transport thickness (m)

The velocity of transport of the plume (V_m) is determined by the displacement, per unit time, of its centre of gravity. The position of the centre of gravity is obtained from successive surveys. The transport thickness (E_m) is best estimated by coring and interpreting profiles of activity versus depth in the cores.

Lavelle Method

Other authors have developed different methods for determining rates of sediment transport from tracer data. Lavelle et al. (1978) used an advection-diffusion model that described the movement of the sediment cloud in two dimensions.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V_x \frac{\partial C}{\partial x} - D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = 0 \qquad (2)$$

where $C(x,y,t)$ represents concentration of the tracer at points x,y, at time t

V_x is the sediment advection velocity

D_x and D_y are the sedimentary diffusion coefficients in the x and y directions, respectively.

Inman Method

Inman et al. (1980, p. 1225) used two different approaches to measure the transport in the littoral zone: temporal and spatial.

Temporal Approach

The sampling is made by coring at fixed intervals along a fixed line across the tracer path at varying times. The tracer is injected on one line (L_i) at time (t_o) and is sampled along line (L_e) at time, t_i (t_i varies from 0 to ∞).

If y_1 is the distance between L_i and L_e, then

$$M = \int_0^{x_b} \int_{t_o}^{\infty} \frac{y}{t} Z_o \bar{N} \, dx \, dt \qquad (3)$$

where M is the total mass of tracer injected

$Z_o(x)$ is the thickness of the mobile layer

$\bar{N}(x,y,t)$ average mass concentration (mass/volume); (i) refers to a particular sampling event

The characteristic longshore velocity or advection rate of the tracer-marked sand can then be expressed as

$$V_\ell = \frac{1}{\Sigma N_i} \Sigma \, N_i \frac{y_i}{t_i} \qquad (4)$$

and the volume of the sediment flux (Q_ℓ) is

$$Q_\ell = \int_0^{x_b} V_\ell \, Z_o(x) \, dx \qquad (5)$$

The flux can be presented also as the immersed weight per unit time (I_ℓ):

$$I_\ell = Q_\ell \, (\rho_s - \rho) \, g N_o \qquad (6)$$

where Q_ℓ = volume flux of sediment

N_o = mass concentration (mass/volume) of the local beach sand

g = acceleration due to gravity

ρ = density of water

ρ_s = density of solids

Spatial Approach

Grab samples are collected synoptically over a fixed grid at a fixed time after the injection. The injection line is defined inside this grid as y_o, and the sampling lines (y_i) extend outward on both sides of y_o.

The equation of conservation of the tracer in this case is slightly different from (3):

$$M = \int_0^{x_b} \int_{-\infty}^{+\infty} Z_o \bar{N} \, dx \, dy \qquad (7)$$

but the volume and the immersed sediment flux are the same as in the temporal approach (5, 6).

Tola Method for Suspended Load

In a more complex treatment, but one more directly related to fine sediment, Tola [91] used an analytical model for the dispersion of fine sediment in a semi-infinite medium of finite and constant depth to determine the horizontal dispersion parameters of a tracer injection. Assuming that the horizontal dispersion follows a Gaussian law, he defined a longitudinal dispersion equation:

$$\sigma_x^2 = \int_{-\infty}^{+\infty} X^2 \, \bar{C}_m \, dx \; / \; \int_{-\infty}^{\infty} \bar{C}_m \cdot dx \qquad (8)$$

where σ_x is the variance or dispersion of the longitudinal Gaussian distribution relative to the GXY axis

x is the abscissa relative to GXY axis, moving with the centre of gravity of the tracer distribution

$\bar{C}_m$ is the maximum average concentration

The denominator in equation (9) represents the total mass along the longitudinal axis (x). A similar expression can be defined for the transversal dispersion with respect to the horizontal axis (y). Further manipulation of these diffusion relationships enables the researcher to track the evolution of the tracer plume with time.

SUMMARY AND CONCLUSIONS

The variety of tracer techniques described in the literature for tracing fine sediments suggests strongly that the choice of technique for tracing fine sediments depends primarily on the nature of the application. The best technique for one site or application is not necessarily the best for another. Most of the investigations were associated with short-term studies of dispersal plumes from dumped dredged spoil. It is clear that, for such studies, where the ability to follow the fine sediment plume in real time is important, the radioactive tracer techniques are preferable. An excellent example is the technique developed by Tola and his colleagues, involving the surficial attachment to short-lived radioisotope Au-198 to natural clayey sediments by means of a special chemical process. The sediment hydrodynamic properties remain virtually unchanged, and the transport of the tracer-marked sediment plume can be followed using dynamic detection procedures. Furthermore, this technique permits the natural sediment to be tagged concurrently with its injection into the system.

Longer-term fine sediment studies must deal with intermittent resuspension and transport events over periods of weeks or months, so longer-lived radioisotopes would be necessary and detection would be confined to the bottom deposits. Use has been made of isotopes such as Iridium-192 (75 days) and Scandium-46 (84 days), with bottom surveys being carried out using a sled-mounted detector or a remotely operated vehicle. However, the use of long-lived radionuclides requires much attention to the safety-related factors, especially if the study is located in multiple-use areas, such as the Toronto waterfront, where, in addition to bathing beaches, there are three drinking water intakes within potential reach of the tracer plume.

Given these safety considerations and the stated goal of focusing on longer-term transport trends, nonradioisotopic tracers might offer definite advantages. Although the literature here is much sparser than for radioactive tracers, the most attractive among this type are the neutron-activable tracers. These tracers have relatively low environmental impact, but at the same time, they give adequate resolution for most time-integrated transport applications. Their major problem is their inability to provide information on real-time transport patterns.

For studies of long-term fine sediment transport integrated over periods of years, use might also be made of incidentally introduced chemicals adsorbed onto the existing fine sediments being transported. These include both organic chemicals and trace metals. However, because the rate of their introduction into, and removal from, the system is not known, and their respective sources can often only be speculated upon, the level of resolution is less than those described above. As a result, they probably may best be regarded as preliminary indicators of transport, providing only qualitative or directional information on contaminated sediment transport.

Finally, natural tracers, including grain-size properties, heavy minerals, and clay mineral suites, also offer limited use in tracing long-term transport patterns. The major disadvantage of these is that because the shoreline and watershed sediments in the Great Lakes area, for instance, are a complex of glacial and glaciolacustrine sediments, the source inputs of the properties can only be inferred. In any event, grain-size data are important for other aspects of contaminant investigations, so this information is supplied "free" to imply overall transport patterns, especially in the case of the fine sands and silts, where flocculation does not alter the original sediment texture.

REFERENCES

Case, F.N., E.H. Acree, and H.R. Brashear. 1971. A survey system for use in tracing radionuclide-tagged sediment in the marine environment. In Nuclear Techniques in Environmental Pollution, Vienna, IAEA, pp. 603–628.

Coakley, J.P., R.W., Durham, D.E. Nelson, and R. Goble. 1974. Determination of nearshore sediment movement in the Great Lakes using neutron-activable glass sand. Proc. Symp. on Interrelationships of Estuarine and Continental Shelf Sedimentation. Inst. Geol. Bassin Aquitaine, Mem., 7: 363–368.

Courtois, G., and G. Sauzay. 1970. Les masses de sédiment marqués a injecter dans une experience de traceurs radioactifs en sédimentologie dynamique. La Houille Blanche, 7: 629–642.

de Groot, A.J., E. Allersman, M. deBruin, and J.W. Houtman. 1970. Cobalt and tantalum tracers measured by activation analysis in sediment transport studies. In Isotope Hydrology, Vienna, IAEA, pp. 885–898.

De Vries, M. 1966. Applications of luminophores in sand transport studies. Delft Tech. Univ. Lab. Mining Rep., 39 pp.

Duane, D.B. 1970. Tracing sand movement in the littoral zone: Progress in the radio-isotope sand tracer (RIST) study. U.S. Army CECEL, MP4-70, 52 pp.

Inman, D.L., J.A. Zampol, T.E. White, D.M. Hanes, B.W. Waldorf, and K.A. Kastens. 1980. Field measurements of sand motion in the surf zone. Proc. 17th Int. Conf. on Coastal Engr. 1980, Sydney, Australia, 2: 1215-1234.

Lavelle, J.W., D.J.P. Swift, P.E. Gadd, W.L. Stubblefield, T.N. Case, H.R. Brashear, and K.W. Haff. 1978. Fair weather and storm transport on the Long Island, New York, inner shelf. Sedimentology, 25: 823–842.

McLaren, P. 1986. Practical applications in the interpretation of the sedimentary signature. Dock and Harbour Auth., LXVII(780): 31–33.

McLaren, P., and D. Bowles. 1985. The effects of sediment transport on grain-size distributions. J. Sediment Petrol. 55(4): 457–470.

Nelson, D.E., and J.P. Coakley. 1974. Techniques for tracing sediment movement. Scientific Series No. 32, Inland Waters Directorate, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ont. 40 pp.

Pettijohn, F.J., and J.D. Ridge. 1932. A textural variation series of beach sands from Cedar Point, Ohio. J. Sediment Petrol. 2(2): 76–88.

Poulton, D.J. 1989. Statistical zonation of sediment samples using ratio-matching and cluster analysis. Environ. Monit. Assess., 12: 379–404.

Schulz H., and G. Pillot. 1965. Determination quantitative des mouvements de sable. C.R. Runion Bruxelles. Eurisotop Cah. Inf., 8(25): 401–406.

Tcla, F. 1982. The use of radioactive tracers in dynamic sedimentology. Part 1—Methodology. Part 2—Analysis of Results. Centre d'Études Nucléaires de Saclay, CEA-N-2271, 96 pp.

Vernon, J.W. 1964. Shelf sediment transport. Prog. Rep. U.S. Army Coastal Eng. Res. Center, Contract Da-49-055 Civ. Eng. 63-13, 8 pp.

Appendix

Bibliography of References on Tracing Fine Sediments

APPENDIX

BIBLIOGRAPHY OF REFERENCES ON TRACING FINE SEDIMENTS

1. (A.2)* Acree, E.H., H.R. Brashear, and F.N. Case. 1970. An underwater survey system for radionuclide tagged sediment tracing. Proc. 12th Coastal Eng. Conf., Washington, ASCE publ., 2: 815-820.
2. (A.2) Allen, G.P., G. Sauzay, P. Castaing, and J.M. Jouanneau. 1975. Transport and deposition of suspended sediment in the Gironde estuary, France. In: Estuarine Processes (Proc. 3rd Int. Est. Research Conf., Galveston, U.S.A.), 2: 63-81.
3. (A.2) Allen, G.P., R. Bonnefille, G. Courtois, and C. Migniot. 1974. Processus de sédimentation des vases dans l'estuaire de la Gironde: Contribution d'un tracer radioactif pour l'étude du déplacement des vases. La Houille Blanche, 29: 129-136.
4. (A.2) Allen, G.P., P. Castaing, and J.M. Jouanneau. 1977. Mécanismes de remise en suspension et de dispersion des sédiments fins dans l'estuaire de la Gironde. Soc. Géol. France Bull., 19(2): 167-176.
5. (B1.3) Allersma, E., M. De Bruin, A.J. de Groot, and J.P.W. Houtman. 1973. Use of activatable tracers. In: Tracer Techniques in Sediment Transport. IAEA, Technical Report 145. Vienna.
6. (A.3) André, H., and G. Douillet. 1971. Progrès réalisés dans les méthodes de jaugeage; traceurs radioactifs chimiques. In: Rapport Nat. Sur la XVème Assemb. Générale l'Union Géodes. Int. Hydrologie Scientifique, 325-327.
7. (A.2) Anguenot, F., and G. Courtois. 1973. Apports des traceurs radioactifs à la connaissance des transports sédimentaires estuariens et littoraux. Inst. Géol. Bassin Aquitaine, 10 p.
8. (B2.3) Aston, S.R., and E.K. Duursma. 1973. Concentrated effects on Cs-137, Zn-65, Co-60 and Ru-106 sorption by marine sediments with geochemical implications. Neth. J. Sea Res., 6(1-2): 225-240.
9. (B1.3) Attas, M. 1987. Dust, sand, and fish: NAA of rare earth tags. Abstr. subm. to Int. Topical Conf. Am. Nuclear Soc., Hawaii, Apr. 1987.
10. (B2.3) Auffret, J.P., P. Germain, P. Guegueniat, and Y. Lemosquet. 1971. Étude expérimentale de la fixation du césium-137 par certains sédiments de la manche. Cah. Oceanogr., 23(10): 935-955.
11. (A.3) Azoeuf, P., A. Caillot, R. Hoslin, J.M. Jouanneau, and C. Latouche. 1979. Étude simultanée du comportement physico-chimique de zinc et des mouvements sédimentaires dans le système Garonne-Gironde: Application de la technique de double marquage des vases. IGBA-CNEXO Contract Report No. 78/5613, 168 p.
12. (A.3) Azoeuf, P., A. Caillot, P. Gourlez, and R. Hoslin. 1978. Étude du comportement physico-chimique de l'hydroxyde de zinc dans le système fluvio-estuarien Garonne-Gironde: Application de la technique de double marquage des vases. Commis. Énerg. Atomique, Bull. Inf. Sci. Tech., 230-231, 125-129.
13. (D.3) Benninger, L.K., D.M. Lewis, and K.K. Turekian. 1975. The use of natural Pb-210 as a heavy metal tracer in the river-estuarine system. Am. Chem. Soc. Sym., Ser. 18: 202-210.
14. (D.3) Biscayne, P.E., C.R. Olsen, and G. Mathieu. 1978. Suspended particulate matter and natural radionuclides as tracers of pollutant transports in continental shelf waters of the eastern U.S. First American-Soviet Symposium on Chemical Pollution of the Marine Environment, 125-147.
15. (A.2,3) Bonnefille, R., R-P. Lepetit, and F. Lespine. 1975. Simulation of silt deposition in the Gironde Estuary. Proc. 16th IAHR Congress, San Paulo, Brazil, 1(A24): 193-200.
16. (A.3) Bougault, H. 1970. Étude de la sorption de quelques radio-éléments artificiels par les sédiments pélitiques en vue de son application au marquage radioactif de ces matériaux. Unpubl. Ph.D. thesis, faculté des Sciences, Univ. de Paris, 127 p. (C.E.N. Report CEA-R-4094, Saclay, France).
17. (A.3) Bougault, H. 1971. The absorption of some artificial radio-elements by pelitic sediments used in the radioactive labeling of those materials. Comm. Énergie Atomique Rapp. nº 4094, 90 p.

*Keyed to rows and columns in Table 1.

18. (A.3) Bougault, H. 1966. Le marquage des sédiments pélitiques par l'or 198 et le chrome 51. Rapport de stage DR/S.R.S/66-37/BH/JJ.
19. (A.3) Bougault, H., A. Caillot, G. Courtois, and B. Jeanneau. 1967. Dépôts superficiels de radioéléments sur les sables et les vases. In: Isotopes in Hydrology, Vienna, IAEA, 233-262.
20. (C.1) Byrne, J.V., and L.D. Kulm. 1967. Natural indicators of estuarine sediment movement. Waterways and Harbours Div., Proc. Amer. Soc. Civil Eng., 93(WW2): 181-194.
21. (A.1,2,3) Caillot, A. 1970. Les méthodes de marquage des sédiments par des indicateurs radioactifs. Houille Blanche, 24(7): 661-674.
22. (A.3, B2.3) Case, F.N. 1975. The application of radionuclides in the study of sediment transport and treatment of waste effluents. Am. Nucl. Soc., 22: 109-110.
23. (B2.3) Clifton, R.F., and E.I. Hamilton. 1982. The application of radio-isotopes in the study of sedimentary processes. Estuarine, Coastal and Shelf Sci., 14: 433-446.
24. (E) Cormault, P. 1971. Détermination expérimentale du débit solide d'érosion de sédiments fins cohésifs. XIV Congr. Assoc. Int. Rech. Hydraul., Paris, France, 9-16.
25. (A.1,2,3) Courtois, G. 1973. The use of artificial radioactive tracers in France. In: Tracer Techniques in Sediment Transport; Artificial Radioactive Tracers. IAEA, Technical Report 145, 71-80. Vienna.
26. (A.1,2,3) Courtois, G. 1970. La dynamique sédimentaire et les traceurs radioactifs; point de la situation en France. La Houille Blanche, 25(7): 617-660.
27. (A.3) Coutts, J.R.H., and J. Tinsley. 1970. Use of iron-59 for radioactive tracing of soil particles in erosion studies. Proc. International Water Erosion Sympos., 2: 121-139.
28. (B1.3) de Groot, A.J., E. Allersman, M. de Bruin, and J.W. Houtman. 1970. Cobalt and tantalum tracers measured by activation analysis in sediment transport studies. In: Isotope Hydrology, Vienna, IAEA, 885-898.
29. (B2.3) Dell, C.I., and W.G. Booth. 1977. Anthropogenic particles in sediments of Lake Erie. J. Great Lakes Res., 3(3-4): 204-210.
30. (A.2; E) Duursma, E.K. 1976. Radioactive tracers in estuarine chemical studies. In: Estuarine Chemistry, J.D. Burton and P.S. Liss (eds.), ch. 6, 159-183.
31. (E) Dyer, K.R. 1972. Sedimentation in estuaries. In: The Estuarine Environment, R.S.K. Barnes and J. Green (eds.). London: Applied Science Publ. 11-32.
31a. (B1.3) Ecker, R.M., J.F. Sustar, and W.T. Harvey. 1976. Tracing estuarine sediments by neutron activation. Proc. 15th Coastal Engineering Conference, ASCE, Honolulu, V.II, 2009-2026.
32. (C.3) Edmond, J.M., E.D. Boyle, D. Drummond, B. Grant, and T. Mislick. 1978. Desorption of barium in the plume of the Zaire (Congo) River. Neth. J. Sea Res. 12(3/4): 324-328.
33. (A.3) Eichholz, G.G., T.F. Craft, and A.N. Galli. 1967. Trace element fractionation by suspended matter in water Geochim. Cosmochim. Acta, 31(5): 737-745.
34. (B2.3) Eganhouse, R.P., and I.R. Kaplan. 1985. α-Tocopheryl acetate as an indicator of municipal waste contamination in the environment. Environ. Sci. Technol., 19: 282-285.
35. (A.2) Einstein, H.A., and R.B. Krone. 1961. Methods of determining sand and silt transport. Proc. 20th Int. Assoc. of Navigation Congr., Baltimore, S11-5, 175-192.
36. (A.2) Ellis, W.R., and M. Gardner. 1958. Labelling sewage sludge with Iodine-131. Australian AEC Report AAEC/E.9, September 1958.
37. (A.2,3) Etcheber, H., J.M. Jouanneau, and P. Azoeuf. 1980. Double radio-tracer tagging of mud in the Gironde. Oceanol. Acta, 3(4): 477-486.
38. (A.2,3) Etcheber, H., J.M. Jouanneau, C. Latouche, P. Azoeuf, A. Caillot, and R. Hoslin. 1980. L'expérience "double marquage de vase en Gironde." Contribution à la connaissance du devenir d'une pollution métallique en estuaire. Océanol. Acta, 3(4): 477-486.
39. (A.2) Gourlez, P. 1973. Étude des transferts de crême de vase dans les estuaires à l'aide de traceurs radioactifs, application à l'estuaire de la Gironde. Thèse Ing. CNAM, 56 p.
40. (A.2) Gourlez, P., F. Tola, R. Radhakrishnan, and T.A. Cheong. 1984. A study of the stability of an artificial beach and of the transport of fine sediment using radioactive tracers. IAEA Ser. VIII, 771-779.
41. (B1.3; C.3) Grieve, D., and K. Fletcher. 1977. Interactions between zinc and suspended sediments in the Fraser River estuary. Estuar. Coast. Mar. Sc. (London), 5(3): 415-419.
42. (B2.3) Gross, M.G., and J.L. Nelson. 1966. Sediment movement on the continental shelf near Washington and Oregon. Science 154(3570): 879-880.
43. (B2.3) Hatcher, P.G., and P.A. McGillivary. 1979. Sewage contamination in the New York Bight. Coprostanol as an indicator. Environ. Sci. Technol., 13(10): 1225-1229.
44. (A.3) Hoslin, R. 1980. The simultaneous study of the physico-chemical behaviour of zinc and the sediment movements in the Garonne-Gironde system. University of Paris, Thesis VI.
45. (A.1,2) Hours, R., and P. Jaffry. 1960. The application of radioactive isotopes to the study of motion of silt and pebbles in the rivers and in the sea. Commissariat à l'Énergie Atomique, Paris, France, CEA-1269.

46. (A.2) Jeanneau, B. 1967. Étude de divers procédés de marquage de sédiments par l'or 198. Thèse, rapport CEA, R-3389.
47. (A.2) Klein, H.A. 1960. Silt transport observation in a tidal river by means of radioactive substances. Wasserwirtschaft, 50(4): 95-100.
47a. (B1.3) Krezoski, J.R. 1985. Particle reworking in Lake Michigan sediments: *In situ* tracer measurements using a rare earth element. Abstr. 28, Conf. Great Lakes Res., IAGLR, Milwaukee, p. 50.
48. (E) Kriek, P.N. 1963. Report on a silt tracing test in Newcastle Harbour, December 1960. Hunter Valley Research Foundation Monograph No. 18, 62 p.
49. (A.2) Krone, R.B. 1957. Silt transport studies utilizing radioisotopes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley, 112 p.
50. (A.2) Krone, R.B., H.A. Einstein, W.J. Kaufmann, and G.T. Orlob. 1960. Third annual report on silt transport studies utilizing radioisotopes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley, 188 p.
51. (A.2) Krone, R.B., H.A. Einstein, W.J. Kaufmann, and G.T. Orlob. 1960. Methods for tracing esturial sediment transport processes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley.
52. (A.2) Krone, R.B., H.A. Einstein, W.J. Kaufmann, and G.T. Orlob. 1959. Second annual report on silt transport studies utilizing radioisotopes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley, 122 p.
53. (A.2) Krone, R.B., H.A. Einstein, W.J. Kaufmann, and N.W. Snydes. 1957. First annual report on silt transport studies utilizing radioisotopes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory. University of California, Berkeley.
54. (C.1) Lafond, L.R., and A. Martin. 1971. Utilisation des minéraux argileux dans l'étude de la dynamique des dépots et des transports en suspension dans l'estuaire de la Gironde. Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine, 11(2): 333-343.
55. (B4.2,3) Lallemand-Barres, A. 1971. Résultats d'expériences de traçage récentes, utilisant la méthode de détection au charbon actif, realisée en France. Fr. Bur. Rech. Géol. Minières, Bull. (Ser. 2), Section 3, No. 4, 17-19.
56. (B4.3) Levy, R. and C.W. Francis. 1976. Adsorption and desorption of cadmium by synthetic and natural organo-clay complexes. Geoderma, 15(5): 361-370.
57. (E) Long, B.F.N., N. Kulkami, and G. Joice. 1978. Radioisotopes as sediment tracers: risks involved and proposed guidelines for use. Bedford Institute of Oceanography Report Series 1BI-R-78-3, 38 p.
57a. (B3.1) Louisse, C.J., R.J. Akkerman, and J.M. Suylen. 1986. A fluorescent tracer for cohesive sediment. Proc. Int. Conf. on Measuring Techniques of Hydraulics Phenomena in Offshore, Coastal and Inland Waters, ACE/IAHR, London, England, 367-390.
58. (A.2) Martin, J.M., M. Meybeck, and M. Heuzel. 1970. A study of the dynamics of suspended matter by means of natural radioactive tracers: An application to the Gironde estuary. Sedimentology, 14(1-2): 27-37.
59. (B2.3) McEvoy, J., and W. Giger. 1986. Determination of linear alkylbenzenesulphonates in sewage sludge by high-resolution gas chromatography/mass spectrometry. Environ. Sci. Technol., 20: 376-383.
60. (A.2; E) Morch, E. 1977. Labelling of particulate matter for tracer studies in incinerators, sedimentation tanks and mixers. Int. J. Appl. Radiat Isot., 20(10-11): 889-894.
61. (A.3; B4.2,3) Morris, D.A. 1967. Use of chemical and radioactive tracers at the National Reactor Testing Station, Idaho. Am. Geophys. Union Geophys. Mon., Ser. No. 11, 130-142.
62. (B2.3; D.3) Mundschenk, H. 1983. Sorption of cesium by suspended matter and sediment of river Rhine in case of the nuclides Cs-133, 134, and 137. Dtsch. Gewaesserkd. Mitt., 27(2): 62-68.
63. (A.3; C.1; D.3) Neiheisel, J., and C.E. Weaver. 1967. Transport and deposition of clay minerals, southeastern United States. J. Sediment. Petrol., 37(4): 1084-1116.
64. (E) Nelson, D.E., and J.P. Coakley. 1974. Techniques for tracing sediment movement. Scientific Series No. 32, Inland Waters Directorate, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ont. 40 p.
65. (B2.3) Olsen, C.R., P.E. Biscayne, H.J. Simpson, R.M. Trier, K. Kostyk, R.F. Bopp, Y.H. Li, and H.W. Feely. 1980. Reactor-released radio-nuclides and fine grained sediment transport and accumulation patterns in Barnegat Bay, New Jersey and adjacent shelf waters. Estuarine Coastal Mar. Sci., 10: 119-142.
66. (A.1,2) Pahlke, H. 1973. Some applications using artificial radioactive tracers in Germany. In: Tracer Techniques in Sediment Transport. IAEA Technical Report, No. 145, 81-96. Vienna.
67. (E) Pahlke, H., J. Grimm-Strele, and H.D. Stinzing. 1973. Sediment transportation measurements by tracers. Berlin, Mitt. Versuchanst Wasserbau Schiffbau, 54: 164-166.
68. (A.2) Partrikeyev, V.V., and G.A. Orlova. 1968. A new method of marking and quantitatively estimating tracer sands and silt in bottom samples. Oceanology, 8(2): 276-280.

69. (A.2) Pattisson, A., W.R. Ellis, M.E. Fisher, J.B. Hinwood, and P. Kriek. 1961. The formation and operation of field experiments using radioactive isotopes for tracing silt movement. Hunter Valley Research Foundation Monograph No. 7, 76 p.

70. (B2.3) Perkins, R.W., J.L. Nelson, and W.L. Hallshild. 1966. Behavior and transport of radionuclides in the Columbian River between Hamford and Vancouver, Washington. Limnol. Oceanogr., 11: 235-248.

71. (A.1,2) Permanent International Associations of Navigation Congresses. 1961. Ocean navigation: Methods of determining sand and silt movement along the coast, in estuaries and in maritime rivers. Use of modern techniques such as radioactive isotopes, luminophores, etc. In: Proc. of 20th Int. Navigation Congress, Baltimore, General Secretariat, Brussels, 207 p.

72. (A.1,2) Putman, J.L., and D.B. Smith. 1956. Radioactive tracer techniques for sand and silt movements under water. Int. J. Appl. Radiat. Isot., 1(1/2): 24-32.

73. (A.1,2) Putman, J.L., D.B. Smith, R.M. Wells, F.H. Allen, and G. Rowan. 1954. Thames siltation investigation; preliminary experiment on the use of radioactive tracers for indicating mud movements. Atomic Energy Research Establishment (G.B.), Internal report 1576, Harwell, 24 p.

74. (A.2) Rakorczi, L. 1966. Investigations into the movement of fine sand and silt with radioactive tracers. Presented at IAEA Symp. on the Use of Isotopes in Hydrology, Vienna, Paper SM-83/20.

75. (A.1,2; B2.3) Reid, W.J., and H.D. Morgan. 1961. The use of radioactive and fluorescent tracers in England to measure the movement of silt, sand and shingle. Proc. 20th Int. Navigation Congr., Baltimore, S11-5, 59-97.

76. (A.1) Sarma, T.P., and V.K. Iya. 1960. Preparation of artificial silt for tracer studies near Bombay Harbour. J. Sci. Ind. Res., 19(B): 98-101.

77. (A.1,2) Sauzay, G., and G. Courtois. 1970. Radioactive tracers applied to measurements of suspended load and bedload discharge. Proc. Koblenz Symp. on Hydrometry, UNESCO/UMO/IAHS, 2: 627-635.

78. (A.1,2) Sauzay, G., B. Jouanneau, and P. Gourlez. 1977. Tracer study of suspended sediment in a coastal plain estuary. Proc. 17th Congress IAHR, Baden-Baden, 3(B32): 251-258.

79. (A.1,2) Sauzay, G., B. Jouanneau, and P. Gourlez. 1975. Étude des transferts sédimentaires en estuaire. Utilisation de traceurs radioactifs. Rapport DCA/SAPRA, Cen Saclay, 89 p.

80. (A.1,2) Sauzay, G., and G. Courtois. 1973. Utilisation des traceurs radioactifs pour la mesure des débits de charriage et pour celle des matériaux en suspension. Int. Assoc. Sci. Hydrol.-UNESCO, Stud. Rep. Hydrol. No. 99, 627-635.

81. (A.1,2) Sauzay, G., G. Allen, A. Caillot, and G. Courtois. 1975. Études par indicateurs radioactifs des dispersions de polluants solides en milieu marin et estuarien. IAEA Panel Proc., Ser. STI/PUB/432, 576-591.

82. (B2.3) Simpson, H.J., C.R. Olsen, R.M. Trier, and S.C. Williams. 1976. Man-made radionuclides and sedimentation in the Hudson River estuary. Science (AAAS), 194(4261): 179-183.

83. (A.1,2) Smith, D.B. 1973. The use of artificial tracers in the United Kingdom. In: Tracer Techniques in Sediment Transport. IAEA Technical Report, No. 145, 97-102. Vienna.

84. (A.1,2) Smith, D.B., and T.V. Parsons. 1967. Radioisotope techniques for determining silt movement from spoil grounds in the Firth of Forth. In: Isotopes in Hydrology, IAEA, Vienna, 167-180.

85. (A.2) Smith, D.B., and T.V. Parsons. 1965. An investigation using radioactive tracers into the silt movement in an ebb channel, Firth of Forth. Report, Wantage Research Laboratory, Wantage, Berks., England, 6 p.

86. (A.2) Smith, D.B., T.V. Parsons. 1965. Silt movement in the Oxcans spoil ground, Firth of Forth. Report, Wantage Research Laboratory, Wantage, Berks., England, 30 p.

87. (A.2) Stephens, N.H., E.H. Acree, and F.N. Case. 1968. Evaluation of 4 methods using gold-198 for surface labelling sand and silt, a new technique for simulating mass labelling. U.S. Atomic Energy Commission, ORNL., 4338.

88. (A.2; E) Thorn, M.F.C. 1975. A quantitative experimental comparison of spoil disposal methods. Proc. 1st Int. Symp. on Dredging Tech., Paper D1, P.D1-1-12 Discussion P.X30-33, September 17-19.

89. (A.2) Thorn, M.F.C., and D.M. McDowell. 1977. Analysis of dredging performance and effectiveness of spoil disposal by using the mass balance equation. 24th Int. Navigation Congress, Section II, Subj. 5, 117-132.

90. (A.1,2,3) Tola, F. 1982. The use of radioactive tracers in dynamic sedimentology. Rapport CEA-N-2261, 42 p.

91. (A.1,2,3) Tola, F. 1982. The use of radioactive tracers in dynamic sedimentology. Part 1 — Methodology. Part 2 — Analysis of results. Centre d'Études Nucléaires de Saclay, CEA-N-2271, 96 p.

92. (A.2) Tola, F. 1984. Étude des rejets de produits de dragage à l'aide de traceurs radioactifs. Transfert et dispersion des fines particules en suspension, et évolution dans le temps des sédiments déposés sur le fond. Rapport ORIS/SAR/S/84-03/T-22, 59 p.

93. (A.2) Tola, F., A. Caillot, G. Courtois, P. Gourlez, R. Hoslin, J. Bassias, M. Quesney, and G. Sauzay. 1984. Study of the evolution of dredged material discharges by means of radioactive tracers. Proc. 19th Conf. Coastal Eng., Houston, Texas, v.2, 2042-2062.

94. (A.2) Tomlinson, E.G., and B. Chambers. 1979. The effect of longitudinal mixing on the settleability of activated sludge. Water Res. Centre, Tech. Rep. 122, 46 p.

95. (A.3) Tool, A.R. 1976. Chesapeake Bay radioactive tracer study. U.S. Army Eng. Waterw. Exp. Stn., Pap. H-76-1, 18 p.

96. (A.1,2) Waters, C.B. 1975. Instrumentation for marine dispersion measurements using radioactive tracers. Reprint from Proc. Conf. on Instr. in Oceanogr., University Coll., North Wales, September 23-25, 9-22.

97. (A.2) Wearn, P.L., and D.B. Smith. 1971. The selection of a radioactive tracer material for coastal silt movement studies. AERE/R/6573.

98. (E) Wilson, B.W. 1961. Methods of determining sand and silt movements along the coast. Proc. 20th Int. Navigation Congr., Baltimore, Sect. 2, Subject 5.

99. (E) Zemel, B. 1980. The use of radioactive tracers to measure the dispersion and movement of a drilling mud plume off Tanner Bank, California. Proc. on Research on Environ. Fate and Effects of Drill Fluids and Cuttings Sym., 1: 812-827.

100. (B1.3) Zubkoff, P.L., and W.E. Carey. 1970. Neutron activation analysis of sediments in western Lake Erie. 13th Great Lakes Conf. Proc., 319-325.

Environnement Canada Environment Canada

Étude à l'aide de traceurs du déplacement de sédiments à grain fin dans des systèmes aquatiques : étude documentaire

J.P. Coakley et B.F.N. Long

ÉTUDE N^{O} 174, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
CENTRE CANADIEN DES EAUX INTÉRIEURES
BURLINGTON (ONTARIO) 1990

(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1990
N° de cat. En 36-502/174F
ISBN 0-662-96274-5

Table des matières

RÉSUMÉ v

ABSTRACT v

INTRODUCTION 1
Problèmes rencontrés dans l'étude du déplacement des sédiments fins 1

EXAMEN DES TECHNIQUES D'ÉTUDE DU DÉPLACEMENT DES SÉDIMENTS FINS .. 2
Types de traceurs 2
Traceurs artificiels 4
Traceurs radioactifs 4
Traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique 6
Éléments chimiques injectés accidentellement 7
Traceurs fluorescents 9
Traceurs naturels 9
Marquage et préparation des traceurs 9
Enrobage 9
Particules sédimentaires artificielles 10
Adsorption 11
Injection de traceurs à grain fin 12
Système d'injection des traceurs radioactifs incorporés à du verre 12
Injection des traceurs adsorbés 12
Injection de traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique 13
Détection et relevé de la distribution du traceur 13
Échantillonnage par points 14
Détection statique 14
Détection dynamique sur le fond 14
Détection dynamique de la matière en suspension 14
Analyse et interprétation des résultats d'expériences réalisées à l'aide de traceurs 15
Méthode du taux de comptage 15
Méthode de Lavelle 15
Méthode d'Inman 16
Méthode de la charge en suspension de Tola 16

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS 17

RÉFÉRENCES 18

ANNEXE Bibliographie des ouvrages portant sur l'étude du déplacement des sédiments fins 21

Tableaux

1. Classification des références portant sur les traceurs de sédiments à grain fin..... 3

2. Radionucléides utilisés dans les études des sédiments à l'aide de traceurs..... 5

3. Éléments pouvant être utilisés comme traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique..... 6

Résumé

On a effectué, dans les principales bases de données gérées par ordinateur, une recherche documentaire détaillée de tous les ouvrages traitant de l'étude à l'aide de traceurs du mouvement des sédiments à grain fin. Au total, 103 ouvrages traitant de la question ont été compilés et examinés. Le rapport résume les connaissances actuelles en matière d'étude des sédiments fins à l'aide de traceurs et il évalue les différentes techniques applicables à l'étude de la dynamique des sédiments contaminés dans le système aquatique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent.

Abstract

A comprehensive literature search of major computer maintained data bases was made for all references dealing with tracing fine-grained sediment movement. A total of 103 references on the topic were compiled and reviewed. The report summarizes the state of the art in tracing fine sediments and evaluates the various techniques for use in studies of contaminated sediment dynamics in the Great Lakes-St. Lawrence aquatic system.

Étude à l'aide de traceurs du déplacement de sédiments à grain fin dans des systèmes aquatiques : étude documentaire

J.P. Coakley et B.F.N. Long

INTRODUCTION

Depuis le début des années 1950, l'utilisation de la technique d'estimation de la vitesse de transport des sédiments dans les cours d'eau et autres masses d'eau, à l'aide de traceurs, n'a cessé de se répandre. Essentiellement, la technique repose sur la capacité de reconnaître une propriété distinctive du sédiment ou de marquer intentionnellement un volume de sédiment de façon qu'il soit possible de suivre ensuite son évolution dans le milieu naturel. En résumé, un bon traceur de sédiment doit avoir les propriétés suivantes :

1. Son comportement hydraulique doit être similaire à celui du sédiment local non marqué.
2. Sa présence doit être facilement quantifiable.
3. La source ponctuelle du traceur ou la propriété doit être connue avec précision.

La vitesse de transport du sédiment même peut être estimée à partir de la vitesse de transport mesurée du traceur. Une description détaillée du principe et des techniques utilisées est présentée dans les ouvrages de Courtois (Annexe, référence n° [25]), Nelson et Coakley [64] et Tola [91]. L'approche est d'une simplicité évidente, ce qui explique dans une large mesure l'intérêt qu'elle présente pour les études du transport des sédiments. De plus, lorsque le transport des sédiments n'est pas uniforme, qu'il est épisodique ou complexe de quelque autre façon (par exemple dans les estuaires), les techniques d'étude à l'aide de traceurs peuvent être le seul outil qui permette de quantifier les processus de transport.

Problèmes rencontrés dans l'étude du déplacement des sédiments fins

Jusqu'à récemment, l'élaboration des techniques d'étude à l'aide de traceurs du déplacement des sédiments dans les systèmes aquatiques a été commandée en grande partie par les problèmes liés aux travaux maritimes, par exemple la quantification de la dérive littorale et du mouvement du sable de plage. C'est pourquoi la plupart des techniques sont applicables au sable et aux sédiments plus grossiers. En raison de la plus grosse taille de leur grain, ces matériaux peuvent être plus facilement marqués et détectés. Cependant, dans les études écologiques, qui portent sur des matériaux composés principalement de sédiments fins (limons et argiles), des complications notables surviennent. Voici quelques-unes de ces complications :

1. Les sédiments fins peuvent être transportés en suspension et dispersés rapidement sur de grandes régions, ce qui a pour effet d'accroître la quantité (ou l'activité) de traceur et le nombre d'échantillons d'étude requis pour définir le panache de traceur. Cette forte possibilité de dispersion peut aussi créer des problèmes sur le plan du confinement sans danger des traceurs radioactifs, particulièrement dans les écosystèmes d'eau douce urbains.

2. Les sédiments fins en suspension subissent l'effet des attractions électrochimiques intergranulaires qui peuvent causer une floculation partielle ou totale. Le marquage des fines naturelles ou leur simulation peut entraîner des modifications imprévisibles des processus de floculation et ainsi influer sur le comportement hydraulique des sédiments.
3. Il est difficile d'ajouter un marqueur de surface stable aux particules fines dont les propriétés de surface sont irrégulières. De plus, cette opération peut entraîner des modifications du diamètre effectif des particules, de leur forme et de leur masse volumique, et influer ainsi sur leur comportement hydraulique. En outre, étant donné le rapport surface/masse élevé des particules marquées en surface par un traceur, l'interprétation des données en vue de la détermination des vitesses de transport peut être complexe.
4. La complexité de la simulation physique des particules de sédiments fins (p. ex. en incorporant le traceur à du verre et en broyant ce dernier à la taille voulue) résulte de la difficulté de faire correspondre la taille et la masse volumique des grains simulés à celles des grains du matériau naturel.

Les difficultés susmentionnées peuvent expliquer la relative rareté, dans la documentation, d'études à long terme des sédiments fins à l'aide de traceurs. La plupart des expériences mentionnées ont trait à des problèmes à court terme liés aux caractéristiques de dispersion des déblais de dragage et à l'accumulation de limon dans les ports (Tola [92]). Des techniques permettant de suivre le déplacement des sédiments fins ont aussi été mises au point dans l'estuaire de la Gironde (Sauzay et coll. [78]) et le Rhin (de Groot et coll. [28]). Il est de plus en plus urgent d'approfondir la recherche en matière d'étude du déplacement des sédiments fins étant donné le rôle important que jouent ces sédiments dans la dispersion des contaminants adsorbés et des matières chimiques toxiques dans le système des Grands Lacs. Le présent rapport est perçu comme une première étape dans l'évaluation de l'utilité des techniques d'étude de la dynamique des sédiments fins à l'aide de traceurs dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent.

EXAMEN DES TECHNIQUES D'ÉTUDE DU DÉPLACEMENT DES SÉDIMENTS FINS

Le présent rapport comprend une liste détaillée des ouvrages traitant de l'étude du déplacement des sédiments fins (annexe), qui ont été compilés à partir de bases de données informatisées (WATDOC, FLUIDEX, DELFT, GEOREF) et à partir des fichiers de référence personnels des auteurs. Les 103 ouvrages qui composent la bibliographie ont été classés en deux groupes de renvois principaux : selon le type de traceur et selon la méthode de marquage (tableau 1). De plus, les ouvrages publiés avant 1970 ont été identifiés séparément, étant donné que les techniques qu'ils décrivent ont souvent été remplacées par des techniques perfectionnées, ce qui devrait en minimiser l'importance dans une certaine mesure. En outre, il est plus difficile de se procurer ces ouvrages et de les évaluer. Les ouvrages qui constituent la liste proposée à la fin du texte même portent sur des aspects de l'étude du déplacement des sédiments à grain grossier, et sont par conséquent présentés séparément de l'annexe.

Types de traceurs

On retrouve dans la documentation deux types de traceurs principaux : les traceurs artificiels et les traceurs naturels.

Chaque type de traceur est ensuite subdivisé en diverses catégories, p. ex. radioactif, non radioactif, présent dans la nature, injecté accidentellement.

Tableau 1. Classification des références portant sur les traceurs de sédiments à grain fin

TYPE DE TRACEUR	MÉTHODE DE MARQUAGE 1. Particule artificielle	2. Marqueur de surface	3. Adsorption	Total
ARTIFICIEL				
A: Radioactif	21,25,26,45,66, 71,72,73,75,76, 77,78,79,80,81, 83,84,90,91,96 (20)*	1,2,3,4,7,15,21, 25,26,30,35,36, 37,38,39,40,45, 46,47,49,50,51, 52,53,58,60,66, 68,69,71,72,73, 74,75,77,78,79, 80,81,83,84,85, 86,87,88,89,90, 91,92,93,94,96, 97 (53)	6,11,12,15,16, 17,18,19,21,22, 25,26,27,33,37, 38,44,61,63,90, 91,95 (22)	95
B: Non radioactif				
1. Rendu radioactif par bombardement neutronique			5,9,28,31a,41 47a,100 (7)	7
2. Injecté accidentellement			8,10,22,23,29 34,42,43,59,62, 65,70,75,82 (14)	14
3. Fluorescent	57a(1)			1
4. Traceur chimique		55,61 (2)	55,56,61 (3)	5
NATUREL				
C: Substance présente dans la nature	20,54,63 (3)		32,41 (2)	5
D: Radioisotope présent dans la nature			13,14,62,63 (4)	4
E: NON CLASSIFIÉ, GÉNÉRAL	24,30,31,48,57,60,64,67,88,98,99 (11)			11
RÉFÉRENCES AVANT 1970	18,19,20,33,35,36,42,45,46,47,48,49,50, 51,52,53,61,63,68,69,70,71,72,73,74, 75,76,84,85,86,87,98 (32)			32

* Les totaux pour les types de traceurs individuels sont indiqués entre parenthèses.

Les différentes subdivisions ont été codées de façon simple (tableau 1), et les codes utilisés ont été affectés à chacun des ouvrages de l'annexe pour fins de renvoi.

Traceurs articifiels

Les traceurs artificiels sont les traceurs qui sont marqués ou simulés par le chercheur. Ils sont préférés dans certains cas parce qu'ils permettent au chercheur de contrôler entièrement les conditions de l'expérience, particulièrement en ce qui a trait à la durée et aux niveaux de fond. Ils comprennent :

- les traceurs radioactifs,
- les traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique,
- les éléments chimiques injectés accidentellement,
- les traceurs fluorescents.

Dans le choix d'un traceur artificiel, il faut tenir compte du milieu dans lequel le traceur sera injecté. Il faut prendre en considération les conditions hydrodynamiques locales ainsi que les aspects géochimiques et les propriétés physiques du sédiment local. Voici une liste de certains des critères les plus importants sur lesquels doit reposer le choix d'un traceur artificiel (Nelson et Coakley [64]) :

- Il doit être conservatif, c.-à-d. assez durable et stable pour rester inchangé pendant la durée de l'expérience, sinon sa vitesse de réduction, de désintégration ou de consommation doit être prévisible et bien connue.
- Il doit être décelable en faible concentration afin que la quantité utilisée soit aussi réduite que possible.
- Il doit être temporaire afin qu'il n'y ait pas contamination à long terme du site.
- Son injection ou son prélèvement ne doivent pas perturber les processus de transport naturels.
- Il doit être bon marché.
- Il ne doit pas être toxique pour les humains ni pour le milieu aquatique aux concentrations utilisées.

Les principaux traceurs artificiels utilisés pour l'étude des sédiments fins sont les traceurs radioactifs (obtenus par enrobage, incorporation au verre ou adsorption) et les traceurs non radioactifs (y compris les éléments rendus radioactifs par bombardement neutronique qui sont incorporés au verre ou à des minerais naturels, les traceurs fluorescents et les traceurs chimiques injectés accidentellement).

Traceurs radioactifs

La méthode basée sur les traceurs radioactifs est de loin celle qui a été le plus souvent utilisée dans les études du transport des sédiments fins (tableau 1). La bibliographie comprend 95 ouvrages traitant de l'utilisation des traceurs radioactifs sur un total de 142. La technique consiste à ajouter une petite quantité d'un radioisotope au sédiment ou au sédiment simulé et à injecter le traceur résultant dans le système sédimentaire naturel. Étant donné l'activité relativement élevée de ces isotopes traceurs, la détection et le comptage peuvent être effectués en temps réel sur le terrain, ce qui constitue un des principaux avantages des traceurs radioactifs. De plus, le chercheur peut suivre le déplacement du panache de traceur. Ces traceurs ont aussi l'avantage de se désintégrer naturellement jusqu'à des niveaux de fond, de sorte qu'ils ne laissent aucune contamination permanente sur le site. Toutefois, le facteur prépondérant est le danger pour la santé et l'environnement qui est rattaché à leur utilisation. À cause de ce danger, les traceurs doivent être manipulés par du personnel formé à cet effet et ils ne peuvent pas être utilisés sans permis spécial.

Tableau 2. Radionucléides utilisés dans les études des sédiments à l'aide de traceurs*

Radio-nucléide	Mode de désintégration †	Rendement	Énergie des rayons γ (MeV)	Période
^{46}Sc	β-	100 % 100 %	0.89-2.01 0.89	83.9 d
^{51}Cr	Capture d'électron	9 %	0.32	27.8 d
^{59}Fe	β-	45 % 53 %	1.29 1.10	45 d
^{60}Co	β-	100 % 100 %	1.17-1.33 1.17	5.26 a
^{65}Zn	β+	49 %	1.12	245 d
$^{95}(Zr+Nb)$	β-	49 % 49 % 100 %	0.76 0.72 0.75	65 d
^{99}Mo	β-	17 % 82 %	0.74,0.78 0.14	67 h
^{110}Ag	β-	100 % 74 % 33 %	0.66 0.89 0.94	253 d
^{113}In			0.36	103 m
^{124}Sb	β-	100 % 51 %	0.60 1.69	60 d
^{140}La	β-	38 % 48 % 44 % 96 %	0.33 0.49 0.82 1.59	40.2 h
^{169}Tb	β-	30 % 31 %	0.30 0.88 autres	72.1 d
^{181}Hf	-	-	-	42.4 d
^{175}Hf	-	-	0.1-0.5	70 d
^{192}Ir	β-	100 % 60 %	0.32-0.6 0.49 autres	74.2 d
^{198}Au	β-	99 %	0.41	65 h

* Modification d'après Nelson et Coakley (1974) et Tola (1982).
†β Émission d'électron.

Le choix du meilleur radionucléide à utiliser dans une étude à l'aide de traceur dépend plus de la durée et de la possibilité de détecter l'isotope, et des aspects de sûreté des conditions de l'expérience, que de la taille des grains du matériau sédimentaire. Par exemple, Sauzay et coll. [78] ont utilisé le scandium 45 (période radioactive de 84 jours) dans leur étude des étendues de vase fluide de l'estuaire de la Gironde. Le Sc 45 était facilement adsorbé sur l'argile et son activité γ a permis d'effectuer des mesures pendant une période relativement longue (6 mois). L'Au 198, par contre, étant donné sa période radioactive de 65 h, convient mieux dans des études à court terme. Le tableau 2 contient une liste de certains des marqueurs les plus courants mentionnés dans les ouvrages de l'annexe, accompagnés de leur période radioactive et d'autres caractéristiques pertinentes.

Traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique

D'après le tableau 1, les traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique ont été utilisés un certain nombre de fois dans des études portant sur les sédiments fins. Une excellente description de la technique est donnée dans de Groot et coll. [28]. L'avantage principal de ces traceurs par rapport

Tableau 3. Éléments pouvant être utilisés comme traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique*

Élément	Limite de détection de la méthode par coïncidence (ppm)	Limite de détection dans le sédiment de la méthode par spectrométrie gamma (Ge-Li) (ppm)	Concentration naturelle (ppm)†	Prix/kg ($US)
Tantale (Ta)	-	1	1	125
Antimoine (Sb)	0.2	0.2	2	5
Cobalt (Co)	1	1	20	30
Indium (In)	-	4	<4	4000
Iridium (Ir)	-	0.05	0.05	4000
Terbium (Tb)	3	3	(2)	15000
Europium (Eu)	-	0.2	1	30000
Césium (Cs)		0.5	2‡	
Lanthane (La)		0.2	35‡	
Baryum (Ba)		10	700‡	

* Modification d'après de Groot et coll. (1970).
† Concentration naturelle dans les sédiments du Rhin.
‡ Concentration naturelle dans les sédiments de la baie Humber, du lac Ontario.

aux traceurs radioactifs est leur sûreté relative d'utilisation et leur coût moins élevé. Les traceurs choisis ne sont pas radioactifs lorsqu'ils sont injectés, mais ils le deviennent lorsque l'échantillon de sédiment est exposé à une source de neutrons (réacteur) dans le laboratoire avant l'analyse. Bien que les coûts initiaux du matériel soient plus faibles que dans le cas des traceurs radioactifs, les coûts des analyses par activation neutronique (NAA) répétées dans des laboratoires externes, qui varient de 15 $ à 50 $ par échantillon selon le laboratoire et les spécifications de l'analyse, peuvent être considérables. Le principal inconvénient de ces traceurs est qu'ils ne permettent pas d'obtenir une bonne résolution des directions et des vitesses de transport en raison des limites résultant de l'échantillonnage par points sur le terrain et du fait que l'analyse par activation neutronique soit effectuée en différé. Par le fait même, la réponse fondée sur les résultats est relativement lente, et il n'est pas possible de suivre le mouvement du traceur sur le terrain. Dans certaines études du transport à long terme, la lenteur des techniques basées sur les traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique ne constitue pas un problème important, et ces techniques peuvent encore être considérées comme des options de rechange viables. Le choix d'un traceur de ce type dépend en fin de compte de la distribution et de la prévisibilité des niveaux de fond des traceurs potentiels. Les éléments susceptibles d'être utilisés comme traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique sont énumérés dans le tableau 3. Les candidats les plus probables sont des éléments de la sixième rangée du tableau périodique, par exemple le césium, le baryum, le tantale et les lanthanides, qui ont tous une grande «section efficace» de capture des neutrons et, par conséquent, ce qui est avantageux, de basses limites de détection dans l'analyse par activation neutronique (Attas [9], Krezoski [47a]). Les éléments des terres rares ont aussi une affinité pour les sédiments fins et sont par conséquent relativement faciles à utiliser comme marqueurs de sédiments (voir Adsorption).

Éléments chimiques injectés accidentellement

Dans les zones où une source de matière chimique facilement identifiable est présente, par exemple dans un exutoire d'installation de traitement d'eaux résiduaires ou de centrale nucléaire ou à l'embouchure d'une rivière polluée, les sédiments peuvent, au contact de la source en question, devenir contaminés ou marqués par un contaminant caractéristique à un degré tel qu'ils peuvent être utilisés comme traceurs fortuits. Les sédiments fins, particulièrement les argiles, constituent habituellement un bon milieu d'échange ionique et de sorption; les métaux et les radionucléides à l'état de traces insolubles sont facilement adsorbés sur les grandes surfaces que présentent ces matières (Eicholz et coll. [33]; Mundschenk [62]; Auffret et coll. [10]).

Contrairement aux deux techniques susmentionnées, la méthode basée sur l'utilisation de traceurs fortuits ne nécessite pas l'achat de traceurs dispendieux ni l'injection de matière étrangère dangereuse dans le milieu naturel, étant donné que le traceur est déjà présent dans le milieu, ce qui constitue un avantage. Cependant, comme les traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique, les traceurs fortuits ne permettent pas de suivre les déplacements du traceur en temps réel. Comme dans le cas précédent, cet inconvénient ne constitue pas un problème dans les études des caractéristiques de transport à long terme avec intégration. Les échantillons de sédiment doivent aussi être ramenés au laboratoire, où on effectue l'analyse et le comptage, une opération qui peut prendre des jours et même des semaines. De plus, le coût de

l'analyse de certains éléments ou espèces chimiques peut être élevé (jusqu'à plusieurs centaines de dollars par échantillon). Un autre inconvénient de ces techniques est qu'elles ne donnent qu'une estimation qualitative du transport, étant donné que les temps et les vitesses d'addition du «traceur» sont indépendants de la volonté de l'expérimentateur et qu'ils sont souvent très variables. En outre, la répartition des matières chimiques entre les phases solide et liquide est souvent mal connue, ce qui crée un problème lorsqu'on veut faire une interprétation quantitative.

De bons exemples de l'application de cette technique sont donnés dans Clifton et Hamilton [23] et dans Olsen et coll. [65]. Les deux ouvrages décrivent l'utilisation, pour l'étude du déplacement des sédiments, de radionucléides anthropiques introduits dans le milieu aquatique soit à partir des retombées mondiales soit à partir de l'effluent d'une installation nucléaire (l'installation de retraitement du combustible de Windscale en Angleterre et la centrale nucléaire d'Oyster Creek dans le New Jersey, respectivement). La deuxième de ces études porte particulièrement sur le transport des sédiments tandis que la première vise à déterminer les vitesses d'accumulation des sédiments. D'autres études du déplacement des sédiments à l'aide de matières chimiques (radionucléides) injectées accidentellement ont été effectuées par Perkins et coll. [70], Gross et Nelson [42], et Biscayne et coll. [14].

Dans le cas d'un cours d'eau fortement pollué (comme la rivière Humber), il est aussi possible que l'adsorption de polluants caractéristiques sur les sédiments fins déversés rende ceux-ci reconnaissables une fois qu'ils se sont mélangés à la population générale de sédiments de la masse d'eau réceptrice. L'examen initial des teneurs en métaux à l'état de traces d'échantillons de sédiments provenant de la baie Humber (tableau 3) révèle que les modèles de dispersion qualitatifs des sédiments provenant de la rivière Humber peuvent être ainsi définis. Les traceurs fortuits possibles pour les sédiments de la rivière Humber sont par exemple le cuivre, le zinc, le chrome et le plomb. Cependant, une certaine perte de résolution découle de l'impossibilité d'établir avec précision les emplacements le long de la côte de ces apports et du fait que les apports atmosphériques sont souvent importants.

On a tenté d'identifier des sources de sédiments dans un bassin de dépôt, en ayant recours à des outils statistiques perfectionnés, par exemple l'analyse de grappes. Poulton (1989) a utilisé cette technique pour analyser les rapports de concentrations de contaminants provenant de divers sites des Grands Lacs, et il a été en mesure d'identifier les zones dans lesquelles les rapports caractéristiques, rattachables à diverses sources présumées, étaient prédominants. En observant la relation spatiale entre ces zones et leurs sources, il est possible d'interpréter les modèles de transport des sédiments à long terme obtenus par intégration. Cette technique peut par conséquent être ajoutée à la liste des techniques possibles d'étude à l'aide de traceurs.

De même, on a effectué des études sur l'utilisation de composés organiques conservatifs contenus dans les effluents des installations de traitement des eaux résiduaires en tant que traceurs fortuits des sédiments ayant leur origine dans ces sources. Le coprostanol (Hatcher et McGillivary [43], les alkylbenzènesulfonates ou LAS (McEvoy et Giger [59] et l'acétate de vitamine E (Eganhouse et Kaplan [34] sont trois des composés organiques qui ont été étudiés. Toutes ces substances peuvent être évaluées quantitativement dans les sédiments par chromatographie en phase gazeuse ou spectrométrie de masse, et on croit qu'elles sont assez conservatives pour être utilisées comme traceurs.

Traceurs fluorescents

On fait rarement état de traceurs fluorescents pour sédiments fins dans la documentation; un seul cas a été trouvé (Louisse et coll. [57a]). Cette situation s'explique en partie par le fait qu'il est très difficile d'ajouter ces traceurs aux particules naturelles sans en modifier le comportement hydraulique. De plus, il est difficile de les évaluer quantitativement avec précision. Néanmoins, certains travaux sont encore effectués sur ces traceurs (Louisse et coll. [57a]), étant donné qu'ils ont l'avantage d'être relativement bon marché et d'être décelables en temps réel sur le terrain. Des essais ont été effectués, tant en laboratoire que sur le terrain, à l'aide d'une substance synthétique commerciale sous forme de poudre (taille inférieure à 10 µm) qui contenait un pigment fluorescent, par exemple le Day-glo.

Traceurs naturels

Par traceurs naturels, on entend toutes les particules sédimentaires naturelles ou les propriétés distinctives des sédiments qui peuvent être rattachées directement à une source et sont assez conservatives et assez facilement quantifiables pour être utilisées comme traceurs de sédiments. Ces traceurs sont par exemple les suites de minéraux lourds (Byrne et Kulm [20]), les tendances des paramètres granulométriques (Pettijohn et Ridge, 1932; McLaren et Bowles, 1985; McLaren, 1986), les associations de minéraux argileux distinctives (Lafond et Martin [54]; Neiheisel et Weaver [63]) et les particules anthropiques (Dell et Booth [29]).

Ces techniques sont utiles uniquement pour les descriptions qualitatives des modèles de transport des sédiments établis par intégration sur des périodes relativement longues. Elles ne permettent aucune évaluation quantitative des vitesses de transport, et souvent la résolution d'un modèle de transport est impossible en raison de limites analytiques. Cependant, comme elles peuvent utiliser des données recueillies habituellement à d'autres fins (données granulométriques, par exemple), dont l'obtention est relativement peu coûteuse, elles peuvent être utiles lorsqu'on veut obtenir une indication initiale brute des modèles de transport.

Marquage et préparation des traceurs

La technique de marquage des particules devant être relâchées en tant que traceurs dans le milieu aquatique doit être choisie avec soin en fonction de la méthode de détection prévue. Le traceur doit se distinguer facilement du sédiment naturel. Toutefois, les méthodes de marquage ne doivent pas modifier les propriétés mécaniques, géochimiques et hydrodynamiques du sédiment.

Les traceurs artificiels peuvent être préparés de diverses façons. Les trois méthodes adoptées présentement sont les suivantes :

- enrobage du sédiment recueilli à partir du site d'essai
- fabrication ou traitement d'un sédiment artificiel ou d'un minerai naturel qui incorpore le traceur à la matrice;
- adsorption d'une substance chimique.

Enrobage

L'enrobage est une méthode qui consiste à enrober d'une couche de traceur mince et durable les particules sédimentaires recueillies au site de libération. Elle préserve la forme du grain naturel, mais elle modifie très légèrement le diamètre moyen étant donné que l'enrobage a une certaine épaisseur. Bien qu'elle soit applicable aux particules grossières, par exemple au sable, cette technique n'est généralement pas applicable aux substances fines étant donné qu'elle modifie trop

la taille des grains et les propriétés physiques des surfaces. De plus, la méthode attribue beaucoup plus de poids aux particules fines qu'aux grosses particules de la distribution granulométrique parce que leur rapport surface/volume est plus grand, et, comme les particules fines ont tendance à migrer plus rapidement, elle conduit habituellement à une surestimation du transport total de sédiment.

Particules sédimentaires artificielles

Verre

La principale matière utilisable comme sédiment fin synthétique est le verre. Celui-ci a l'avantage d'avoir à peu près la même masse volumique que les minéraux silicatés (quartz et feldspath) qui constituent la majeure partie des sédiments fins détritiques, particulièrement dans les terrains glaciaires, comme ceux de la région des Grands Lacs. On peut aussi incorporer à la structure interne du verre un certain nombre de traceurs dinstinctifs, ce qui permet de réaliser un «marquage de masse» presque idéal, c'est-à-dire d'obtenir une concentration de traceur proportionnelle à la masse plutôt qu'à la surface. Ces deux facteurs permettent de faire des estimations réalistes et précises du transport. Le principal inconvénient de l'utilisation du verre comme traceur est la difficulté de simuler la taille des particules d'argile. C'est probablement pour cette raison que le nombre d'ouvrages portant sur la simulation des sédiments très fins au moyen du verre est relativement restreint (tableau 1). Les sédiments synthétiques élaborés à partir du verre peuvent être utilisés dans les études réalisées à l'aide de traceurs radioactifs et dans les études réalisées à l'aide de traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique.

Ce sont les fabricants de verre commercial qui peuvent le mieux préparer les verres utilisés comme traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique, qui sont utilisés en grandes quantités. Par contre, étant donné qu'ils sont requis en faibles quantités et qu'ils ont une nature spécialisée, les verres radioactifs peuvent être obtenus seulement des organismes gouvernementaux de recherche nucléaire (par exemple l'Énergie atomique du Canada Limitée [ÉACL], l'Établissement de recherches nucléaires de Whiteshell, de Pinawa [Manitoba], ou le Commissariat d'Énergie atomique [CEA], de Saclay [France]). Le verre est fabriqué commercialement (par exemple par Saint-Gobains en France) et est ensuite activé par un organisme gouvernemental. Avant d'être activé, le verre est broyé mécaniquement de façon que sa distribution granulométrique soit compatible avec celle du sédiment local au point d'injection. Pour des raisons d'ordre pratique, la compatibilité est habituellement établie en fonction de la fraction granulométrique modale, mais pour une étude plus précise, la courbe de distribution granulométrique entière peut être reconstruite (Coakley et coll., 1974).

Une variété de traceurs ont été incorporés au verre (tableau 3), mais une des principales restrictions est liée à la quantité d'élément que la structure du verre peut accepter. La proportion en poids du traceur est habituellement de 5 % ou moins (Coakley et coll., 1973).

Minerais naturels et poudres commerciales

Au lieu d'utiliser un verre artificiel contenant le traceur distinctif, il peut parfois être plus simple et moins coûteux de se procurer un minerai commercial d'origine naturelle contenant le traceur. Un tel minerai offre tous les avantages du verre, en plus de permettre une teneur en traceur supérieure même à celle qui est possible dans le verre. On a suggéré d'utiliser de la pollucite finement broyée (un

minerai d'alumino-silicate contenant environ 24 % de l'élément distinctif, le césium [Cs]) comme traceur dans des zones où les conditions ambiantes le permettent (Michael Attas, 1986, ÉACL, comm. pers.).

Un traceur fluorescent sous forme d'une poudre commerciale a été utilisé pour l'étude du déplacement de sédiments fins (Louisse et coll., [57a]). De plus, on peut envisager l'utilisation de minerais fluorescents à l'état naturel, par exemple la scheelite ($CaWO_4$) ou la calcite ($CaCO_3$), à condition qu'ils soient finement broyés et que leurs masses volumiques soient adéquates. Toutefois, aucun exemple d'utilisation de ces substances n'a été trouvé dans la recherche documentaire effectuée.

Adsorption

Le tableau 1 montre que l'adsorption a été utilisée principalement pour le marquage des sédiments fins en vue d'étudier le transport, particulièrement dans le cas des éléments radioactifs. Son avantage le plus évident est que le traceur est déposé par voie physico-chimique sur la surface du sédiment naturel lui-même. Ainsi, les principales propriétés hydrauliques restent pour ainsi dire inchangées, même dans le cas des limons et des argiles. Un autre avantage important de la technique est qu'elle peut être appliquée sur le terrain. Elle est donc un outil idéal dans certaines applications, par exemple l'étude du mouvement des déblais de dragage déversés (Tola et coll. [93]). Cependant, comme toutes les méthodes de marquage de surface, cette technique conduit à une légère surestimation de la vitesse de transport, étant donné que les particules fines transportent, en proportion, une plus grande quantité de traceur que les particules grossières.

On a appliqué des techniques de marquage efficaces en utilisant du Hf 181, 175 radioactif (Etcheber et coll. [38]), du Sc 46 (Sauzay et coll. [78]), de l'Au 198 et du Cr 51 (Bougault [16], Bougault et coll. [19], et Tola et coll. [93]). Dans le cas de l'Au 198, le traceur est d'abord préparé sous forme d'une solution chloro-aurique (or/acide chlorhydrique). Lorsque cette solution est mise en contact avec la suspension de limon, l'Au 198 est réduit à l'état d'or métallique et se fixe sur la surface des particules. Le Cr 51 est précipité sur la surface des particules à partir d'une solution d'hydroxyde de chrome.

De Groot et coll. [28] ont décrit l'utilisation d'isotopes stables de cobalt et de tantale comme traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique pour l'étude de sédiments fins, principalement d'argile. Des détails pertinents relatifs à ces éléments et à d'autres éléments sont donnés au tableau 3. Le cobalt peut être fixé aux particules sédimentaires sous forme d'ions de Co intercalés entre les couches du réseau d'argile, d'ions échangeables dans les couches doubles électriques des minéraux argileux, de $Co(OH)_3$ précipité, ou de Co complexé fixé à la matière organique contenue dans les sédiments.

De ces formes, seules les deux dernières donnent la force de liaison relative nécessaire pour l'utilisation du cobalt en tant que traceur. D'autre part, le tantale, comme la plupart des éléments des terres rares, adhère facilement au sédiment. Le $TaCl_5$ est d'abord dissous dans du Hf dilué, et le sédiment est porté à ébullition dans la solution.

Ecker et coll. [31a] ont effectué des expériences dans lesquelles ils ont utilisé de nombreux éléments (p. ex. or, rhénium) comme traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique pour l'étude de déblais de dragage à grain fin avant de choisir l'élément, l'iridium (tableau 3). Dix kilogrammes d'iridium métallique en poudre ont d'abord été convertis en sel d'iridium soluble. Le sel a ensuite été adsorbé sur environ 10^4 kg de sédiment de dragage.

Injection de traceurs à grain fin

Les traceurs sont injectés de façon qu'ils perturbent le moins possible le milieu de transport local. Par exemple, le déversement de grandes quantités de traceur sur le fond d'un lac produirait un tas et perturberait l'équilibre naturel qui y existait jusque-là. Dans une telle situation, le déplacement du traceur mesuré initialement serait dû principalement à l'érosion de cet obstacle non naturel. D'autre part, la libération du traceur à une trop grande hauteur dans la colonne d'eau provoquerait une advection directe initiale avec les courants locaux, ce qui fausserait les estimations résultantes des vitesses réelles de transport des sédiments de fond.

La clé de la mesure précise à l'aide de traceurs du déplacement des sédiments consiste à mélanger et à incorporer rapidement le traceur au système sédimentaire local. Pour étudier le déplacement de sédiments fins en suspension, il vaut définitivement mieux injecter directement le traceur dans la suspension que le placer au fond. Dans une telle situation, un bon mélange s'effectue immédiatement pendant l'opération de libération. Cette méthode d'injection est applicable à l'étude des valeurs instantanées des matières déversées à partir d'une usine ou d'un cours d'eau pollué. Cependant, lorsque le déplacement se produit un certain temps après l'injection par remise en suspension à partir du fond, par exemple au cours de tempêtes, le dépôt direct sur le fond effectué avec précaution est la méthode la plus pratique.

Système d'injection des traceurs radioactifs incorporés à du verre

Les traceurs radioactifs incorporés à du verre sont habituellement injectés en quantités relativement faibles (5 kg ou moins) de sorte qu'ils peuvent facilement être isolés dans un petit contenant avant et pendant l'injection. Les techniques utilisées le plus couramment sont les suivantes :

1. libération retardée à partir de sacs de plastique solubles placés au fond (Schulz et Pillot, 1965; Duane, 1970);
2. libération directe à partir de contenants vidés par un plongeur (Vernon, 1964), avec une attention adéquate portée à la sécurité du personnel;
3. libération à partir de systèmes d'injection spéciaux ouverts sur le fond marin ou au-dessus de celui-ci.

L'avantage de cette méthode est qu'elle crée un nuage de dispersion directement pendant l'immersion. En raison du plus grand diamètre du point d'origine du traceur ainsi produit au fond, il est beaucoup plus facile de suivre la dispersion subséquente.

Injection des traceurs adsorbés

Lorsqu'ils sont utilisés pour l'étude du déplacement des déblais de dragage, les traceurs adsorbés sont injectés à partir de la barge pendant l'opération de déversement (Tola et coll. [93], Ecker et coll. [31a], Louisse et coll. [57a]). Dans le cas d'un marquage à grande échelle et d'une réinjection de sédiments fins naturels à partir du site, l'injection peut se faire à partir d'un navire autre que le navire utilisé dans la phase de détection, afin de prévenir la contamination des détecteurs. Un circuit secondaire comprenant une pompe à débit élevé (50 L/min) assure la dilution du sédiment marqué jusqu'à une concentration de 18 g/L afin de prévenir la formation d'un courant de densité et libère la matière en suspension à une profondeur d'environ 1 m au-dessous de la surface.

L'injection dure moins d'une minute, et des bouées indicatrices sont placées au début et à la fin pour indiquer

approximativement les limites du sédiment en suspension, ce qui facilite le processus de détection dynamique subséquent.

Injection de traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique

Les traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique se différencient des traceurs radioactifs notamment par le fait qu'il faut en utiliser de grandes quantités pour obtenir un niveau de détection comparable à celui obtenu avec les traceurs radioactifs. Par exemple, dans le cas d'une dispersion uniforme d'un traceur à grain fin sur une surface de 5 km^2, d'une limite de détection de 1 ppm pour l'élément étudié et d'une couche de transport de sédiment active de 10 cm, il faut environ 250 kg de traceur.

L'injection de quantités aussi importantes de traceur pose certains problèmes. Une des approches qu'on se propose d'utiliser dans la région des Grands Lacs consiste à utiliser un navire muni d'un appareil servant à mélanger l'eau locale avec le traceur de façon à former une boue claire et à pomper cette boue sur le côté. Cette technique vise à disperser le traceur rapidement dans l'écoulement local de sédiment en suspension.

Détection et relevé de la distribution du traceur

L'échantillonnage de la distribution subséquente du traceur (ou du panache) constitue la partie la plus délicate d'une expérience, étant donné qu'elle détermine la qualité des données recueillies. Il faut que la détermination de la position soit excellente pour que les résultats soient fiables, et les échantillons sont habituellement prélevés suivant une grille ou un plan d'échantillonnage prédéterminé. En milieu lacustre, un certain nombre de facteurs hydrodynamiques (courants, vagues, remise en suspension intermittente) influent sur le transport. La direction probable de transport du traceur, donc, est difficile à déterminer avant-coup. C'est pourquoi la grille d'échantillonnage peut être complexe et l'opération peut nécessiter le prélèvement d'un grand nombre d'échantillons. De plus, on doit prélever des carottes sur le terrain et les balayer verticalement dans le laboratoire pour détecter le traceur concentré afin de déterminer la profondeur de la couche de sédiment qui est transportée de manière active. Il faut effectuer cette étape afin d'être au courant des pertes de traceur dans le système.

La quantité de traceur injectée et la taille de la grille d'échantillonnage sont interreliées. Elles dépendent de la dispersion spatiale prévue du traceur, de l'épaisseur de la couche de sédiment mobile et du mode d'échantillonnage. Dans un calcul théorique du nombre d'échantillons requis dans une étude effectuée à l'aide de traceurs fluorescents, De Vries (1966) a montré que l'erreur relative des mesures de concentration est inversement proportionnelle à la racine carrée du nombre de grains marqués dans l'échantillon. Il faut un minimum de 100 particules marquées par échantillon prélevé pour obtenir une erreur de 10 %.

Les modes d'échantillonnage courants sont notamment :

- échantillonnage point par point (échantillonnage par points);
- détection statique;
- détection dynamique sur le fond;
- détection dynamique dans la matière en suspension.

Courtois et Sauzay (1970) ont démontré que la quantité de traceur injectée dépendait du type de détection. La quantité relative du traceur utilisé varie donc entre 1 (détection dynamique), 10 (détection statique) et 100 (échantillonnage par points).

Échantillonnage par points

L'échantillonnage par points est souvent utilisé dans le cas des traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique et des traceurs chimiques. Il consiste à recueillir des échantillons de sédiment sur le terrain :

- par centrifugation de la colonne d'eau (sédiment en suspension);
- sur des plaques submergées enduites de graisse (sédiment de fond superficiel);
- par prélèvement d'échantillons instantanés (sédiment de fond);
- par carottage (sédiment de fond).

Le mode d'échantillonnage est établi en fonction de la direction de transport et de la dispersion du sédiment prévues. Le prélèvement peut s'effectuer suivant une grille radiale ou rectangulaire de taille appropriée.

Détection statique

La détection statique est utilisée principalement dans le cas des traceurs radioactifs. La méthode consiste à placer en position fixe une batterie de détecteurs de façon à intercepter et à mesurer l'écoulement du sédiment à la position choisie (Courtois et Sauzay, 1970). Étant donné les faibles dimensions de la zone analysée par capteur à chaque point (1 m^2), la quantité de traceur requise est beaucoup plus grande que dans le cas de la détection dynamique (rapport de 1 à 10). Ce type de détection convient le mieux lorsque les directions de transport sont quelque peu limitées, comme dans un cours d'eau ou un estuaire. Il est aussi prometteur pour les mesures de l'évolution temporelle du traceur en un point unique utilisées dans des études spécialisées, par exemple les études portant sur le rôle joué par les formes des fonds sédimentaires dans le transport de charge de fond.

Détection dynamique sur le fond

Dans la méthode de détection dynamique de la distribution du traceur sur le fond, le détecteur peut être installé sur un traîneau ou sur un véhicule téléguidé (ROV), et des mesures peuvent être effectuées à des points situés sur des lignes transversales prédéterminées. Le détecteur couvre normalement une bande du fond d'environ 1 m de largeur, de sorte qu'il peut détecter un grand nombre de grains marqués. Grâce aux systèmes de saisie de données compacts, cette méthode est devenue la méthode la plus couramment utilisée pour la détection des traceurs radioactifs sur le fond. Case et coll. (1971) estiment que 2 % de tous les traceurs déposés sur le fond peuvent être détectés en moins d'une heure sur une surface de 300 m x 600 m, ce qui correspondrait au prélèvement de 50 000 échantillons au moyen d'une benne Shipek (Nelson et Coakley, 1974).

La précision de cette méthode est directement proportionnelle au nombre de coupes transversales à travers le panache du traceur. La fréquence d'échantillonnage est généralement de 1 Hz, et les données sont recueillies en continu sur bande magnétique ou sur un enregistreur analogique (à bande). Les résultats sont disponibles en temps réel. Le plan de détection peut ainsi être modifié de manière active sur le terrain, de sorte qu'il est possible de suivre le déplacement du panache de traceur.

Détection dynamique de la matière en suspension

La détection dynamique de la matière en suspension sert spécifiquement à déterminer la dispersion du panache de traceur radioactif en suspension. Elle est bien documentée par Tola [92] et Tola et coll. [93].

La détection commence immédiatement après l'injection. Deux navires sont utilisés simultanément. Le traceur est d'abord injecté à partir d'un navire. Ensuite, les deux navires effectuent le relevé transversal et longitudinal du panache de traceur en suspension. Il faut deux détecteurs par navire pour obtenir des résultats suffisants et fiables.

Le relevé de la dispersion du traceur s'effectue à vitesse constante en passant le plus près possible du centre de gravité (ou point de concentration maximale) du panache étant donné que celui-ci subit une advection sous l'effet de l'écoulement. La vitesse des navires de détection doit être telle que la variation de concentration due au mouvement du panache pendant qu'on le traverse est négligeable. Le relevé est considéré comme instantané.

Analyse et interprétation des résultats d'expériences réalisées à l'aide de traceurs

On peut obtenir facilement des résultats qualitatifs en traçant les isolignes de concentration du traceur et en déterminant à l'oeil la trajectoire de transport d'après le taux de variation de la configuration résultante par rapport au point d'injection. Lorsque la quantité de traceur détecté est faible, ou que les traceurs naturels ou des traceurs injectés accidentellement sont utilisés, l'analyse ne peut donner, au mieux, que des résultats semi-quantitatifs. Pour obtenir des résultats quantitatifs, cependant, il faut effectuer une analyse plus complexe des résultats relatifs au traceur. Les principales méthodes décrites dans la documentation sont résumées ci-dessous. Il ne faut pas oublier que ces méthodes ont été élaborées en vue d'être appliquées principalement aux matières grossières, de sorte qu'elles peuvent être inadéquates dans le cas des sédiments fins.

Méthode du taux de comptage

La méthode du taux de comptage est décrite dans Courtois [25, 26]. Elle permet d'obtenir le débit de transport, ou flux (q) passant à travers une coupe transversale perpendiculaire à la direction résultante. Cette quantité est exprimée de la façon suivante :

$$q = \rho \, L_t \, V_m \, E_m \qquad (1)$$

où q = débit de transport (m^3/jour)
ρ = densité du sédiment
L_t = largeur de transport (m)
V_m = vitesse de transport moyenne (m/jour)
E_m = épaisseur de transport (m)

La vitesse de transport du panache (V_m) est déterminée d'après le déplacement, par unité de temps, de son centre de gravité. La position du centre de gravité est obtenue à partir de relevés successifs. La meilleure façon d'estimer l'épaisseur de transport (E_m) consiste à effectuer un carottage et à interpréter les profils de l'activité en fonction de la profondeur dans les carottes.

Méthode de Lavelle

D'autres auteurs ont élaboré différentes méthodes permettant de déterminer les vitesses de transport des sédiments à partir de données obtenues en utilisant des traceurs. Lavelle et coll. (1978) ont utilisé un modèle d'advection-diffusion qui décrit le mouvement du nuage de sédiment en deux dimensions.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V_x \frac{\partial C}{\partial x} - D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = 0 \qquad (2)$$

où $C(x,y,t)$ représente la concentration du traceur aux points x, y, et au temps t
V_x est la vitesse d'advection du sédiment

D_x et D_y sont les coefficients de diffusion sédimentaire dans les directions x et y respectivement.

Méthode d'Inman

Inman et coll. (1980, p. 1225) ont utilisé deux approches différentes pour mesurer le transport dans la zone littorale : approche temporelle et approche spatiale.

Approche temporelle

L'échantillonnage est effectué par carottage à intervalles fixes suivant une ligne fixe perpendiculaire à la trajectoire du traceur à différents temps. Le traceur est injecté sur une ligne L_i au temps t_o et est prélevé sur une ligne L_e au temps t_i (t_i varie de 0 à ∞).

Soit y_i la distance entre L_i et L_e. Alors,

$$M = \int_o^{x_b} \int_{t_o}^{\infty} \frac{y}{t} Z_o \bar{N} \, dx \, dt \qquad (3)$$

où M est la masse totale de traceur injecté
$Z_o(x)$ est l'épaisseur de la couche mobile
$N(x,y,t)_i$ est la concentration massique moyenne (masse/volume); (i) désigne un prélèvement d'échantillon particulier.

La vitesse parallèle au littoral caractéristique ou vitesse d'advection du sable marqué au traceur peut alors s'exprimer sous la forme :

$$V_\ell = \frac{1}{\Sigma N_i} \Sigma \, N_i \frac{y_i}{t_i} \qquad (4)$$

et le débit de sédiment (Ql) est :

$$Q_\ell = \int_o^{x_b} V_\ell \, Z_o(x) \, dx \qquad (5)$$

Le débit peut aussi être présenté comme le poids immergé par unité

de temps (I_l) :

$$I_\ell = Q_\ell \, (\rho_s - \rho) \, g N_o \qquad (6)$$

où Q_l = débit de sédiment
N_o = concentration massique (masse/volume) du sable de plage local
g = accélération due à la pesanteur
ρ = densité de l'eau
ρ_s = densité des solides

Approche spatiale

Les échantillons instantanés sont prélevés de manière synoptique sur une grille fixe à un temps fixe après l'injection. La ligne d'injection est définie à l'intérieur de cette grille comme étant y_o, et les lignes de prélèvement (y_i) s'étendent vers l'extérieur des deux côtés de y_o.

L'équation de conservation du traceur dans ce cas est légèrement différente de l'équation (3) :

$$M = \int_o^{x_b} \int_{-\infty}^{+\infty} Z_o \, \bar{N} \, dx \, dy \qquad (7)$$

mais le volume et le débit de sédiment immergé sont les mêmes que dans l'approche temporelle (5, 6).

Méthode de la charge en suspension de Tola

Dans un traitement plus complexe, mais plus directement applicable aux sédiments fins, Tola [91] s'est servi d'un modèle analytique de la dispersion des sédiments fins dans un milieu

semi-infini de profondeur finie et constante en vue de déterminer les paramètres de dispersion horizontale d'une injection de traceur. En considérant que la dispersion horizontale obéit à une loi gaussienne, il a défini une équation de dispersion longitudinale :

$$\sigma_{x^2} = \int_{-\infty}^{+\infty} X^2 \, \bar{C}_m \, dx \; / \; \int_{-\infty}^{\infty} \bar{C}_m \cdot dx \qquad (8)$$

où σ_x est la variance ou la dispersion de la distribution gaussienne longitudinale par rapport à l'axe GXY

x est l'abscisse par rapport à l'axe GXY, lorsqu'on se déplace avec le centre de gravité de la distribution du traceur

$\bar{C}_m$ est la concentration moyenne maximale.

Le dénominateur de l'équation (9) représente la masse totale suivant l'axe longitudinal (x). Une expression similaire peut être définie pour la dispersion transversale par rapport à l'axe horizontal (y). En effectuant d'autres opérations avec ces relations de diffusion, le chercheur peut suivre l'évolution du panache en fonction du temps.

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

La variété des techniques d'études du déplacement des sédiments fins à l'aide de traceurs qui sont décrites dans la documentation nous porte fortement à croire que le choix d'une technique dépend principalement de la nature de l'application. La technique qui convient le mieux à un site ou une application n'est pas nécessairement celle qui convient le mieux dans un autre cas. La plupart des recherches avaient trait à des études à court terme de panaches de dispersion produits par des déversements de déblais de dragage. Il est évident que dans ces études, où il est important de pouvoir suivre le panache de sédiment fin en temps réel, les techniques basées sur l'utilisation de traceurs radioactifs sont préférables. La méthode mise au point par Tola et ses collègues, consistant à fixer le radioisotope Au 198 de courte période à la surface de sédiments argileux naturels en ayant recours à un procédé chimique spécial, constitue un excellent exemple. Les propriétés hydrodynamiques du sédiment restent pour ainsi dire inchangées, et le déplacement du panache de sédiment marqué au traceur peut être suivi à l'aide de méthodes de détection dynamique. De plus, cette méthode permet de marquer le sédiment naturel au moment où il est injecté dans le système.

Dans les études de sédiments fins à long terme, il faut tenir compte de la remise en suspension intermittente et des phénomènes de transport s'étalant sur des semaines ou des mois, de sorte que des radioisotopes de plus longue période sont nécessaires et que la détection ne s'applique qu'aux sédiments de fond. On a utilisé certains isotopes, par exemple l'iridium 192 (75 jours) et le scandium 46 (84 jours), et on a effectué des relevés de fond à l'aide d'un détecteur installé sur traîneau ou à l'aide d'un véhicule téléguidé. Cependant, lorsqu'on utilise des radionucléides à longue période, il faut accorder beaucoup d'importance à l'aspect sécurité, particulièrement lorsque l'étude est réalisée dans des zones à utilisations multiples, comme celle du front d'eau de Toronto; en plus des plages publiques, trois prises d'eau potable sont situées près de l'endroit où le panache de traceur pourrait les atteindre.

Compte tenu de ces facteurs relatifs à la sécurité et de l'objectif mentionné visant l'étude des tendances à long terme du transport, les traceurs non radioactifs peuvent offrir de nets avantages. Bien que les ouvrages

portant sur ces traceurs soient beaucoup plus rares que ceux portant sur les traceurs radioactifs, les traceurs les plus intéressants de ce type sont les traceurs rendus radioactifs par bombardement neutronique. Ces derniers ont des répercussions relativement faibles sur l'environnement; de plus, ils donnent une résolution adéquate dans la plupart des applications relatives au transport avec intégration par rapport au temps. Leur principal inconvénient est qu'ils ne permettent pas d'obtenir des données sur les modèles de transport en temps réel.

Dans les études du transport des sédiments fins à long terme avec intégration sur des périodes représentant des années, il est aussi possible d'utiliser des matières chimiques injectées accidentellement, qui sont adsorbées sur les sédiments fins transportés. Ces matières comprennent les matières organiques et les métaux à l'état de traces. Cependant, étant donné qu'on ne connaît pas leur taux d'injection dans le système ni leur taux d'élimination de celui-ci et que souvent on ne peut qu'émettre des hypothèses quant à leurs sources respectives, le degré de résolution est inférieur à celui obtenu avec les méthodes susmentionnées. Par conséquent, il vaut mieux considérer ces matières comme des indicateurs préliminaires du transport, qui ne fournissent sur le transport des sédiments contaminés que des données qualitatives ou des données relatives à la direction.

Enfin, les traceurs naturels, y compris les propriétés granulométriques, les minéraux lourds et les suites de minéraux argileux peuvent aussi être utilisés, mais de façon limitée, dans l'étude des modèles de transport à long terme. Le principal inconvénient de ces traceurs est le suivant : étant donné que les sédiments de littoral et de bassin versant dans la région des Grands Lacs, par exemple, sont un complexe de sédiments glaciaires et glaciolacustres, on ne peut que faire des hypothèses quant aux apports des sources aux propriétés. De toute façon, les données granulométriques sont importantes pour d'autres aspects des études des contaminants. Elles sont par conséquent fournies «gratuitement» pour permettre de déduire les modèles de transport globaux, particulièrement dans le cas des sédiments fins et des limons, où la floculation ne modifie pas la texture originale du sédiment.

RÉFÉRENCES

Case, F.N., E.H. Acree, et H.R. Brashear. 1971. A survey system for use in tracing radionuclide-tagged sediment in the marine environment. Dans Nuclear Techniques in Environmental Pollution, Vienne, AIEA, p. 603-628.

Coakley, J.P., R.W. Durham, D.E. Nelson, et R. Goble. 1974. Determination of nearshore sediment movement in the Great Lakes using neutron-activable glass sand. Proc. Symp. on Inter-relationships of Estuarine and Continental Shelf Sedimentation, Inst. Geol., Bassin Aquitaine, Mem., 7: 363-368.

Courtois, G., et G. Sauzay. 1970. Les masses de sédiments marqués à injecter dans une expérience de traceurs radioactifs en sédimentologie dynamique. La Houille Blanche, 7: 629-642.

de Groot, A.J., E. Allersman, M. de Bruin, et J.W. Houtman. 1970. Cobalt and tantalum tracers measured by activation analysis in sediment transport studies. Dans Isotope Hydrology, Vienne, AIEA, p. 885-898.

De Vries, M. 1966. Applications of luminophores in sand transport studies. Delft Tech. Univ. Lab. Mining Rep., 39 p.

Duane, D.B. 1970. Tracing sand movement in the littoral zone: Progress in the radio-isotope sand tracer (RIST) study. U.S. Army CECEL, MP4-70, 52 p.

Inman, D.L., J.A. Zampol, T.E. White, D.M. Hanes, B.W. Waldorf, et K.A. Kastens. 1980. Field measurements of sand motion in the surf zone. Proc. 17th Int. Conf. on Coastal Engr. 1980, Sydney (Australie), 2: 1215-1234.

Lavelle, J.W., D.J.P. Swift, P.E. Gadd, W.L. Stubblefield, T.N. Case, H.R. Brashear et K.W. Haff. 1978. Fair weather and storm transport on the Long Island, New York, inner shelf. Sedimentology, 25: 823-842.

McLaren, P. 1986. Practical applications in the interpretation of the sedimentary signature. Dock and Harbour Auth., LXVII(780): 31-33.

MacLaren, P., et D. Bowles. 1985. The effects of sediment transport on grain-size distributions. J. Sed. Petrology, 55(4): 457-470.

Nelson, D.E., et J.P. Coakley. 1974. Techniques for tracing sediment movement. Étude n° 32, Série scientifique, Direction générale des eaux intérieures, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario).

Pettijohn, F.J., et J.D. Ridge. 1932. A textural variation series of beach sands from Cedar Point, Ohio. J. Sed. Petrology, 2(2): 76-88.

Poulton, D.J. 1989. Statistical zonation of sediment samples using ratio-matching and cluster analysis. Environ. Monit. Assess., 12:379-404.

Schulz, H., et G. Pillot. 1965. Determination quantitative des mouvements de sable. C.R. Runion, Bruxelles. Eurisotop Cah. Inf., 8(25): 401-406.

Tola, F. 1982. The use of radioactive tracers in dynamic sedimentology. Part 1 - Methodology. Part 2 - Analysis of results. Centre d'études nucléaires de Saclay, CEA-N-2271, 96 p.

Vernon, J.W. 1964. Shelf sediment transport. Prog. Rep. U.S. Army Coastal Eng. Res. Center, Contract Da-49-055 Civ. Eng. 63-13, 8 p.

Annexe
Bibliographie des ouvrages portant sur l'étude du déplacement des sédiments fins

ANNEXE

BIBLIOGRAPHIE DES OUVRAGES PORTANT SUR L'ÉTUDE DU DÉPLACEMENT DES SÉDIMENTS FINS

1. (A.2)* Acree, E.H., H.R. Brashear, and F.N. Case. 1970. An underwater survey system for radionuclide tagged sediment tracing. Proc. 12th Coastal Eng. Conf., Washington, ASCE publ., 2: 815-820.

2. (A.2) Allen, G.P., G. Sauzay, P. Castaing, et J.M. Jouanneau. 1975. Transport and deposition of suspended sediment in the Gironde estuary, France. Dans : Estuarine Processes (Proc. 3rd Int. Est. Research Conf., Galveston, U.S.A.), 2: 63-81.

3. (A.2) Allen, G.P., R. Bonnefille, G. Courtois, et C. Migniot. 1974. Processus de sédimentation des vases dans l'estuaire de la Gironde : Contribution d'un traceur radioactif pour l'étude du déplacement des vases. La Houille Blanche, 29: 129-136.

4. (A.2) Allen, G.P., P. Castaing et J.M. Jouanneau. 1977. Mécanismes de remise en suspension et de dispersion des sédiments fins dans l'estuaire de la Gironde. Soc. Géol. France, Bull. 19(2): 167-176.

5. (B1.3) Allersma, E.; M. De Bruin, A.J. de Groot, et J.P.W. Houtman. 1973. Use of activatable tracers. Dans : Tracer Techniques in Sediment Transport. AIEA, Technical Report 145. Vienne.

6. (A.3) André, H., G. Douillet. 1971. Progrès réalisés dans les méthodes de jaugeage; traceurs radioactifs chimiques. Dans : Rapport Nat. sur la XV^{ème} Assemb. Générale de l'Union Géodes. Int. Hydrologie Scientifique, 325-327.

7. (A.2) Anguenot, F. et G. Courtois. 1973. Apports des traceurs radioactifs à la connaissance des transports sédimentaires estuariens et littoraux. Inst. Géol. Bassin Aquitaine, 10 p.

8. (B2.3) Aston, S.R. et E.K. Duursma. 1973. Concentrated effects on Cs-137, Zn-65, Co-60 and Ru-106 sorption by marine sediments with geochemical implications. Neth J. Sea Res., 6(1-2): 225-240.

9. (B1.3) Attas, M. 1987. Dust, sand, and fish: NAA of rare earth tags. Résumé présenté au Int. Topical Conf. Am. Nuclear Soc., Hawaii, avril 1987.

10. (B2.3) Auffret, J.P., P. Germain, P. Guegueniat, et Y. Lemosquet. 1971. Étude expérimentale de la fixation du césium 137 par certains sédiments de la Manche. Cah. Océanogr., 23(10): 935-955.

11. (A.3) Azoeuf, P., A. Caillot, R. Hoslin, J.M. Jouanneau, et C. Latouche. 1979. Étude simultanée du comportement physico-chimique du zinc et des mouvements sédimentaires dans le système Garonne-Gironde : Application de la technique de double marquage des vases. IGBA-CNEXO, rapport de contrat n° 78/5613, 168 p.

---

*Réfèrent aux rangées et colonnes du tableau 1.

12. (A.3) Azoeuf, P., A. Caillot, P. Gourlez, et R. Hoslin. 1978. Étude du comportement physicochimique de l'hydroxyde de zinc dans le système fluvio-estuarien Garonne-Gironde : Application de la technique de double marquage des vases. Commis. Énerg. Atomique, Bull. Inf. Sci. Tech., 230-231, 125-129.

13. (D.3) Benninger, L.K., D.M. Lewis, et K.K. Turekian. 1975. The use of natural Pb-210 as a heavy metal tracer in the river-estuarine system. Am. Chem. Soc. Sym., Ser. 18: 202-210.

14. (D.3) Biscayne, P.E., C.R. Olsen, et G. Mathieu. 1978. Suspended particulate matter and natural radionuclides as tracers of pollutant transports in continental shelf waters of the eastern U.S. First American-Soviet Symposium on Chemical Pollution of the Marine Environment, 125-147.

15. (A.2,3) Bonnefille, R., R-P. Lepetit, et E. Lespine. 1975. Simulation of silt deposition in the Gironde Estuary. Proc. 16th IAHR Congress, San Paulo (Brésil), 1(A24): 193-200.

16. (A.3) Bougault, H. 1970. Étude de la sorption de quelques radioéléments artificiels par les sédiments pélitiques en vue de son application au marquage radioactif de ces matériaux. Thèse de Ph.D. non publiée, faculté des sciences, Univ. de Paris, 127 p. (C.E.N., rapport CEA-R-4094, Saclay, France).

17. (A.3) Bougault, H. 1971. The absorption of some artificial radioelements by pelitic sediments used in the radioactive labelling of those materials. Comm. Énergie Atomique, Rapp. n° 4094, 90 p.

18. (A.3) Bougault, H. 1966. Le marquage des sédiments pélitiques par l'or 198 et le chrome 51. Rapport de stage DR/S.R.S./66-37/BH/JJ.

19. (A.3) Bougault, H., A. Caillot, G. Courtois, et B. Jeanneau. 1967. Dépôts superficiels de radioéléments sur les sables et les vases. Dans : Isotopes in Hydrology, Vienne, AIEA, 233-262.

20. (C.1) Byrne, J.V., et L.D. Kulm. 1967. Natural indicators of estuarine sediment movement. Waterways and Harbours Div., Proc. Amer. Soc. Civil Eng., 93(WW2): 181-194.

21. (A.1,2,3) Caillot, A. 1970. Les méthodes de marquage des sédiments par des indicateurs radioactifs. La Houille Blanche, 24(7): 661-674.

22. (A.3,B2.3) Case, F.N. 1975. The application of radionuclides in the study of sediment transport and treatment of waste effluents. Am. Nucl. Soc., 22: 109-110.

23. (B2.3) Clifton, R.F., et E.I. Hamilton. 1982. The application of radioisotopes in the study of sedimentary processes. Estuarine, Coastal and Shelf Sci., 14: 433-446.

24. (E) Cormault, P. 1971. Détermination expérimentale du débit solide d'érosion de sédiments fins cohésifs. XIV^{e} Congr. Assoc. Int. Rech. Hydraul., Paris (France), 9-16.

25. (A.1,2,3) Courtois, G. 1973. The use of artificial radioactive tracers in France. Dans : Tracer Techniques in Sediment Transport; Artificial Radioactive Tracers. AIEA, Technical Report 145: 71-80. Vienne.

26. (A.1,2,3) Courtois, G. 1970. La dynamique sédimentaire et les traceurs radioactifs; point de la situation en France. La Houille Blanche, 25(7): 617-660.

27. (A.3) Coutts, J.R.H., J. Tinsley. 1970. Use of iron-59 for radioactive tracing of soil particles in erosion studies. Proc. International Water Erosion Sympos., 2: 121-139.

28. (B1.3) de Groot, A.J., E. Allersman, M. deBruin, et J.W. Houtman. 1970. Cobalt and tantalum tracers measured by activation analysis in sediment transport studies. Dans : Isotope Hydrology, Vienne, AIEA, 885-898.

29. (B2.3) Dell, C.I., et W.G. Booth. 1977. Anthropogenic particles in sediments of Lake Erie. J. Great Lakes Res., 3(3-4): 204-210.

30. (A.2;E) Duursma, E.K. 1976. Radioactive tracers in estuarine chemical studies. Dans : Estuarine Chemistry, J.D. Burton et P.S. Liss (éd.), chap. 6, 159-183.

31. (E) Dyer, K.R. 1972. Sedimentation in estuaries. Dans : The Estuarine Environment, R.S.K. Barnes et J. Green (éd.). Londres: Applied Science Publ.: 11-32.

31a. (B1.3) Ecker, R.M., J.F. Sustar, et W.T. Harvey. 1976. Tracing estuarine sediments by neutron activation. Proc. 15th Coastal Engineering conference, ASCE, Honolulu, V.II, 2009-2026.

32. (C.3) Edmond, J.M., E.D. Boyle, D. Drummond, B. Grant, et T. Mislick. 1978. Desorption of barium in the plume of the Zaire (Congo) River. Neth. J. Sea Res. 12(3/4): 324-328.

33. (A.3) Eichholz, G.G., T.F. Craft, et A.N. Galli. 1967. Trace element fractionation by suspended matter in water. Geochim. Cosmochim. Acta, 31(5): 737-745.

34. (B2.3) Eganhouse, R.P., et I.R. Kaplan. 1985. α-Tocopheryl acetate as an indicator of municipal waste contamination in the environment. Environ. Sci. Technol., 19: 282-285.

35. (A.2) Einstein, H.A., et R.B. Krone. 1961. Methods of determining sand and silt transport. Proc. 20th Int. Assoc. of Navigation Congr., Baltimore, S11-5, 175-192.

36. (A.2) Ellis, W.R., et M. Gardner. 1958. Labelling sewage sludge with Iodine-131. Australian AEC Report AAEC/E.9, septembre 1958.

37. (A.2,3) Etcheber, H., J.M. Jouanneau, et P. Azoeuf. 1980. Double radio-tracer tagging of mud in the Gironde. Oceanol. Acta, 3(4): 477-486.

38. (A.2,3) Etcheber, H., J.M. Jouanneau, C. Latouche, P. Azoeuf, A. Caillot, et R. Hoslin. 1980. L'expérience «double marquage de vase en Gironde». Contribution à la connaissance du devenir d'une pollution métallique en estuaire. Océanol. Acta, 3(4): 477-486.

39. (A.2) Gourlez, P. 1973. Étude des transferts de crème de vase dans les estuaires à l'aide de traceurs radioactifs, application à l'estuaire de la Gironde. Thèse Ing. CNAM, 56 p.

40. (A.2) Gourlez, P., F. Tola, R. Radhakrishnan, et T.A. Cheong. 1984. A study of the stability of an artificial beach and of the transport of fine sediment using radioactive tracers. AIEA Sér. VIII, 771-779.

41. (B1.3;C.3) Grieve, D., et K. Fletcher. 1977. Interactions between zinc and suspended sediments in the Fraser River estuary. Estuar. Coast. Mar. Sc. (Londres), 5(3): 415-419.

42. (B2.3) Gross, M.G., et J.L. Nelson. 1966. Sediment movement on the continental shelf near Washington and Oregon. Science 154(3570): 879-880.

43. (B2.3) Hatcher, P.G et P.A. McGillivary. 1979. Sewage contamination in the New York Bight. Coprostanol as an indicator. Environ. Sci. Technol., 13(10): 1225-1229.

44. (A.3) Hoslin, R. 1980. The simultaneous study of the physico-chemical behaviour of zinc and the sediment movements in the Garonne-Gironde system. Université de Paris, thèse VI.

45. (A.1,2) Hours, R., et P. Jaffry. 1960. The application of radioactive isotopes to the study of motion of silt and pebbles in the rivers and in the sea. Commissariat à l'Énergie Atomique, Paris (France), CEA-1269.

46. (A.2) Jeanneau, B. 1967. Étude de divers procédés de marquage de sédiments par l'or 198. Thèse, rapport CEA, R-3389.

47. (A.2) Klein, H.A. 1960. Silt transport observation in a tidal river by means of radioactive substances. Wasserwirtschaft, 50(4): 95-100.

47a. (B1.3) Krezoski, J.R. 1985. Particle reworking in Lake Michigan sediments: *In situ* tracer measurements using a rare earth element. Résumé 28 de la Conf. Great Lakes Res., IAGLR, Milwaukee, p. 50.

48. (E) Kriek, P.N. 1963. Report on a silt tracing test in Newcastle Harbour, décembre 1960. Hunter Valley Research Foundation, monographie n° 18, 62 p.

49. (A.2) Krone, R.B. 1957. Silt transport studies utilizing radio-isotopes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley, 112 p.

50. (A.2) Krone, R.B., H.A. Einstein, W.J. Kaufmann, et G.T. Orlob. 1960. Third annual report on silt transport studies utilizing radio-isotopes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley, 188 p.

51. (A.2) Krone, R.B., H.A. Einstein, W.J. Kaufmann, et G.T. Orlob. 1960. Methods for tracing esturial sediment transport processes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley.

52. (A.2) Krone, R.B.; H.A. Einstein, W.J. Kaufmann, et G.T. Orlob. 1959. Second annual report on silt transport studies utilizing radio-isotopes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley, 122 p.

53. (A.2) Krone, R.B., H.A. Einstein, W.J. Kaufmann, et N.W. Snydes. 1957. First annual report on silt transport studies utilizing radio-isotopes. Hydrological Engineering and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley.

54. (C.1) Lafond, L.R., et A. Martin. 1971. Utilisation des minéraux argileux dans l'étude de la dynamique des dépôts et des transports en suspension dans l'estuaire de la Gironde. Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine, 11(2): 333-343.

55. (B4.2,3) Lallemand-Barres, A. 1971. Résultats d'expériences de traçage récentes, utilisant la méthode de détection au charbon actif, réalisée en France. Fr. Bur. Rech. Géol. Minières, Bull. (Sér. 2), Section 3, n° 4, 17-19.

56. (B4.3) Levy, R., et C.W. Francis. 1976. Adsorption and desorption of cadmium by synthetic and natural organo-clay complexes. Geoderma, 15(5): 361-370.

57. (E) Long, B.F.N., N. Kulkami, et G. Joice. 1978. Radioisotopes as sediment tracers: risks involved and proposed guidelines for use. Institut océanographique de Bedford, série de rapports IBI-R-78-3, 38 p.

57a. (B3.1) Louisse, C.J., R.J. Akkerman, et J.M. Suylen. 1986. A fluorescent tracer for cohesive sediment. Proc. Int. Conf. on Measuring Techniques of Hydraulics Phenomena in Offshore, Coastal and Inland Waters, ACE/IAHR, Londres (Angleterre), 367-390.

58. (A.2) Martin, J.M., M. Meybeck, et M. Heuzel. 1970. A study of the dynamics of suspended matter by means of natural radioactive tracers: An application to the Gironde estuary. Sedimentology, 14(1-2): 27-37.

59. (B2.3) McEvoy, J., et W. Giger. 1986. Determination of linear alkylbenzenesulphonates in sewage sludge by high-resolution gas chromatography/mass spectrometry. Environ. Sci. Technol., 20, 376-383.

60. (A.2;E) Morch, E. 1977. Labelling of particulate matter for tracer studies in incinerators, sedimentation tanks and mixers. Int. J. Appl. Radiat. Isot., 20(10-11): 889-894.

61. (A.3;B4.2,3) Morris, D.A. 1967. Use of chemical and radioactive tracers at the National Reactor Testing Station, Idaho. Am. Geophys. Union Geophys. Mon., Ser. No. 11, 130-142.

62. (B2.3;D.3) Mundschenk, H. 1983. Sorption of cesium by suspended matter and sediment of river Rhine in case of the nuclides Cs-133, 134, and 137. Dtsch. Gewaesserkd. Mitt., 27(2): 62-68.

63. (A.3;C.1;D.3) Neiheisel, J., et C.E. Weaver. 1967. Transport and deposition of clay minerals, southeastern United States. J. Sediment Petrol., 37(4): 1084-1116.

64. (E) Nelson, D.E., et J.P. Coakley. 1974. Techniques for tracing sediment movement. Étude n° 32, Série scientifique, Direction générale des eaux intérieures, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). 40 p.

65. (B2.3) Olsen, C.R., P.E. Biscayne, H.J. Simpson, R.M. Trier, K. Kostyk, R.F. Bopp, Y.H. Li, et H.W. Feely. 1980. Reactor-released radionuclides and fine grained sediment transport and accumulation patterns in Barnegat Bay, New Jersey and adjacent shelf waters. Estuarine Coastal Mar. Sci., 10: 119-142.

66. (A.1,2) Pahlke, H. 1983. Some applications using artificial radioactive tracers in Germany. Dans: Tracer Techniques in Sediment Transport. AIEA, Technical Report no. 145, 81-96. Vienne.

67. (E) Pahlke, H., J. Grimm-Strele, et H.D. Stinzing. 1973. Sediment transportation measurements by tracers. Berlin, Mitt. Versuchanst Wasserbau Schiffbau, 54: 164-166.

68. (A.2) Partrikeyev, V.V., et G.A. Orlova. 1968. A new method of marking and quantitatively estimating tracer sands and silt in bottom samples. Oceanology, 8(2): 276-280.

69. (A.2) Pattisson, A., W.R. Ellis, M.E. Fisher, J.B. Hinwood, et P. Kriek. 1961. The formation and operation of field experiments using radioactive isotopes for tracing silt movement. Hunter Valley Research Foundation, monographie n° 7, 76 p.

70. (B2.3) Perkins, R.W., J.L. Nelson, et W.L. Hallshild. 1966. Behavior and transport of radionuclides in the Columbian River between Hamford and Vancouver, Washington. Limnol. Oceanogr., 11: 235-248.

71. (A.1,2) Permanent International Associations of Navigation Congresses. 1961. Ocean navigation: Methods of determining sand and silt movement along the coast, in estuaries and in maritime rivers. Use of modern techniques such as radioactive isotopes, luminophores, etc. Dans : Proc. of 20th Int. Navigation Congress, Baltimore, Secrétariat général, Bruxelles, 207 p.

72. (A.1,2) Putman, J.L., et D.B. Smith. 1956. Radioactive tracer techniques for sand and silt movements under water. Int. J. Appl. Radiat. Isot., 1(1/2): 24-32.

73. (A.1,2) Putman, J.L., D.B. Smith, R.M. Wells, F.H. Allen, et G. Rowan. 1954. Thames siltation investigation; preliminary experiment on the use of radioactive tracers for indicating mud movements. Atomic Energy Research Establishment (Grande-Bretagne), Internal Report 1576, Harwell, 24 p.

74. (A.2) Rakorczi, L. 1966. Investigations into the movement of fine sand and silt with radioactive tracers. Présenté au Symp. sur l'utilisation des isotopes en hydrologie de l'AIEA, à Vienne, Communication SM-83/20.

75. (A.1,2; B2.3) Reid, W.J., et H.D. Morgan. 1961. The use of radioactive and fluorescent tracers in England to measure the movement of silt, sand and shingle. Proc. 20th Int. Navigation Congr., Baltimore, S11-5, 59-97.

76. (A.1) Sarma, T.P., et V.K. Iya. 1960. Preparation of artificial silt for tracer studies near Bombay Harbour. J. Sci. Ind. Res., 19(B): 98-101.

77. (A.1,2) Sauzay, G., et G. Courtois. 1970. Radioactive tracers applied to measurements of suspended load and bedload discharge. Proc. Koblenz Symp. on Hydrometry, UNESCO/UMO/IAHS, 2: 627-635.

78. (A.1,2) Sauzay, G., B. Jouanneau, et P. Gourlez. 1977. Tracer study of suspended sediment in a coastal plain estuary. Proc. 17th Congress IAHR, Baden-Baden, 3(B32): 251-258.

79. (A.1,2) Sauzay, G., B. Jouanneau, et P. Gourlez. 1975. Étude des transferts sédimentaires en estuaire. Utilisation de traceurs radioactifs. Rapport DCA/SAPRA, Cen Saclay, 89 p.

80. (A.1,2) Sauzay, G., et G. Courtois. 1973. Utilisation des traceurs radioactifs pour la mesure des débits de charriage et pour celle des matériaux en suspension. Int. Assoc. Sci. Hydrol.- UNESCO, Stud. Rep. Hydrol. No. 99, 627-635.

81. (A.1,2) Sauzay, G., G. Allen, A. Caillot, et G. Courtois. 1975. Études par indicateurs radioactifs des dispersions de polluants solides en milieu marin et estuarien. AIEA, Panel Proc., Ser. STI/PUB/432, 576-591.

82. (B2.3) Simpson, H.J., C.R. Olsen, R.M. Trier, et S.C. Williams. 1976. Man-made radionuclides and sedimentation in the Hudson River estuary. Science (AAAS), 194(4261): 179-183.

83. (A.1,2) Smith, D.B. 1973. The use of artificial tracers in the United Kingdom. AIEA, Technical Report, n° 145, 97-102. Vienne.

84. (A.1,2) Smith, D.B., et T.V. Parsons. 1967. Radioisotope techniques for determining silt movement from spoil grounds in the Firth of Forth. Dans : Isotopes in Hydrology, AIEA, Vienne, 167-180.

85. (A.2) Smith, D.B., et T.V. Parsons. 1965. An investigation using radioactive tracers into the silt movement in an ebb channel, Firth of Forth. Rapport, Wantage Research Laboratory, Wantage, Berks (Angleterre), 6 p.

86. (A.2) Smith, D.B., et T.V. Parsons. 1965. Silt movement in the Oxcans spoil ground, Firth of Forth. Rapport, Wantage Research Laboratory, Wantage, Berks (Angleterre), 30 p.

87. (A.2) Stephens, N.H., E.H. Acree, et F.N. Case. 1968. Evaluation of 4 methods using gold-198 for surface labelling sand and silt, a new technique for simulating mass labelling. U.S. Atomic Energy Commission, ORNL., 4338.

88. (A.2;E) Thorn, M.F.C. 1975. A quantitative experimental comparison of spoil disposal methods. Proc. 1st Int. Symp. on Dredging Tech., Communication D1, P.D1-1-12 Discussion P.X30-33, 17-19 septembre.

89. (A.2) Thorn, M.F.C., et D.M. McDowell. 1977. Analysis of dredging performance and effectiveness of spoil disposal by using the mass balance equation. 24th Int. Navigation Congress, Section II, Subj. 5, 117-132.

90. (A.1,2,3) Tola, F. 1982. The use of radioactive tracers in dynamic sedimentology. Rapport CEA-N-2261, 42 p.

91. (A.1,2,3) Tola, F. 1982. The use of radioactive tracers in dynamic sedimentology. Part 1 - methodology. Part 2 - Analysis of results. Centre d'Études Nucléaires de Saclay, CEA-N-2271, 96 p.

92. (A.2) Tola, F. 1984. Étude des rejets de produits de dragage à l'aide de traceurs radioactifs. Transfert et dispersion des fines particules en suspension, et évolution dans le temps des sédiments déposés sur le fond. Rapport ORIS/SAR/S/84-03/T-22, 59 p.

93. (A.2) Tola, F., A. Caillot, G. Courtois, P. Gourlez, R. Hoslin, J. Bassias, M. Quesney, et G. Sauzay. 1984. Study of the evolution of dredged material discharges by means of radioactive tracers. Proc. 19th Conf. Coastal Eng., Houston (Texas), v. 2, 2042-2062.

94. (A.2) Thomlinson, E.G., et B. Chambers. 1979. The effect of longitudinal mixing on the settleability of activated sludge. Water Res. Centre, rapp. tech. 122, 46 p.

95. (A.3) Tool, A.R. 1976. Chesapeake Bay radioactive tracer study. U.S. Army Eng. Waterw. Exp. Stn., Pap. H-76-1, 18 p.

96. (A.1,2) Waters, C.B. 1975. Instrumentation for marine dispersion measurements using radioactive tracers. Réimpression de Proc. Conf. on Instr. in Oceanogr., University Coll., North Wales, 23-25 septembre, 9-22.

97. (A.2) Wearn, P.L. et D.B. Smith. 1971. The selection of a radioactive tracer material for coastal silt movement studies. AERE/R/6573.

98. (E) Wilson, B.W. 1961. Methods of determining sand and silt movements along the coast. Proc. 20th Int. Navigation Congr., Baltimore, Sect. 2, Subject 5.

99. (E) Zemel, B. 1980. The use of radioactive tracers to measure the dispersion and movement of a drilling mud plume off Tanner Bank, California. Proc. on Research on Environ. Fate and Effects of Drill Fluids and Cuttings Sym., 1: 812-827.

100. (B1.3) Zubkoff, P.L., et W.E. Carey. 1970. Neutron activation analysis of sediments in western Lake Erie. 13th Great Lakes Conf. Proc., 319-325.